anses

Valeurs guides
de qualité d'air intérieur

Particules de l'air intérieur

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Avril 2026

Connaître, évaluer, protéger

Avis de l'Anses
Saisine n° « 2025-MPEX-0065 »
Saisine liée n° « 2025-SA-143 »

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 10 avril 2026

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

relatif à « la mise à jour des connaissances et proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur pour les particules »

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 la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux, l'évaluation des propriétés nutritionnelles et fonctionnelles des aliments et, en évaluant l'impact des produits réglementés, la protection de l'environnement.
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.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

La qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments constitue une préoccupation de santé publique, chaque individu passant plus de 80 % de son temps dans des environnements clos en France. L'environnement intérieur présente une grande diversité de situations d'expositions à des contaminants chimiques, microbiologiques ou à des agents physiques, expositions liées notamment à la nature des matériaux de construction, aux équipements, à l'environnement extérieur immédiat et aux activités des occupants. Or, ces expositions peuvent avoir des conséquences sur l'état de santé des individus, même si ces conséquences ne sont pas toutes quantifiables avec précision.

L'Agence nationale chargée de la sécurité sanitaire de l'alimentation de l'environnement et du travail (Anses) poursuit une activité d'expertise visant à produire des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées sur des critères sanitaires.

Une VGAI est définie comme une concentration dans l'air d'un polluant sous forme gazeuse et/ou particulaire associée à une durée d'exposition en dessous de laquelle aucun effet sanitaire ou, dans le cas des composés odorants, aucune nuisance ayant un retentissement

sur la santé ne sont, en principe, attendus pour la population générale. Cette définition est généralement applicable dans le cadre de valeurs guides construites pour protéger d'effets à seuil de dose (la VGAI s'exprime en masse par volume d'air (mg ou µg par m^3)). Dans le cas d'effets sans seuil de dose, les VGAI sont exprimées sous la forme de niveaux de risque correspondant à une probabilité de survenue de l'effet.

Les particules, ou « matière particulaire[1] », sont – dans le domaine de la santé publique - habituellement classées par taille qui peut aller de quelques dixièmes de nanomètre (nm) à la centaine de micromètres (µm). Elles sont communément caractérisées à partir de la mesure des fractions particulaires appelées $PM_{2,5}$ et PM_{10}[2] qui expriment la concentration massique dans l'air.

Les particules de l'air intérieur ont fait l'objet de travaux d'expertise en 2010 dans le cadre de la mission pérenne « VGAI » de l'Anses. L'Anses n'avait alors pas proposé de VGAI du fait du manque de données sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur. Il avait été proposé, dans l'attente de l'acquisition de données, de s'appuyer sur les valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) publiées en 2005 pour les particules de l'air extérieur.

Il existe une large gamme d'effets sanitaires associés à l'exposition aux particules à court et à long termes, ces effets concernant particulièrement les atteintes du système respiratoire lorsqu'on s'intéresse aux études conduites dans les environnements intérieurs.

Dans le cadre de l'élaboration du programme de travail de l'Anses, le sujet des particules de l'air intérieur a été considéré comme une priorité d'évaluation dans la perspective d'évolutions réglementaires. La demande a été formalisée par une saisine de la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS) du 17 décembre 2025 qui comporte deux parties distinctes dont la première est relative à l'élaboration de valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI), objet du présent avis. La deuxième partie de la saisine vise à évaluer la pertinence de considérer la mesure de la concentration en particules, seule ou en combinaison avec d'autres mesures, dans le cadre d'une surveillance de la qualité de l'air intérieur.

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 (Janvier 2024) ».

Pour conduire ces travaux d'expertise, différents collectifs ont été mobilisés :

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

[2] Les **PM_{10}** correspondent à des particules ayant un diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm. Elles sont davantage issues de processus mécaniques (remises en suspension, érosions, etc.). Leur composition est généralement très similaire à celle du matériau d'origine.
Les particules fines, ou **$PM_{2,5}$**, correspondent à des particules d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm. Elles proviennent de phénomènes de coagulation de particules plus petites formées par nucléation (formation de particules solides ou liquides à partir de précurseurs gazeux, en phase homogène ou hétérogène) ou par des processus de combustion, ainsi que de phénomènes de condensation par lesquels des particules de petites tailles grossissent par condensation de gaz à leur surface (Anses 2023).
Les particules grossières sont celles de diamètre aérodynamique compris entre 2,5 et 10 µm.

- le groupe de travail (GT) « VGAI PM » en charge de l'élaboration des VGAI pour les particules de l'air intérieur ;
- Le CES « valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de proposer ou sélectionner diverses valeurs de référence sur lesquelles l'Anses est sollicitée ;
- Le groupe de travail « Métrologie » qui a évalué les méthodes de mesures disponibles pour le suivi des niveaux d'exposition dans l'air intérieur au regard de la VGAI proposée ;
- Le CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens », appelé CES Air, qui a adopté les travaux du GT Métrologie et formulé des recommandations sur la base des données existantes relatives aux méthodes de mesure des particules de l'air intérieur pour comparaison des niveaux de concentrations avec la VGAI.

Méthode d'expertise

La démarche générale d'élaboration de VGAI est résumée ci-dessous (Anses 2025) :

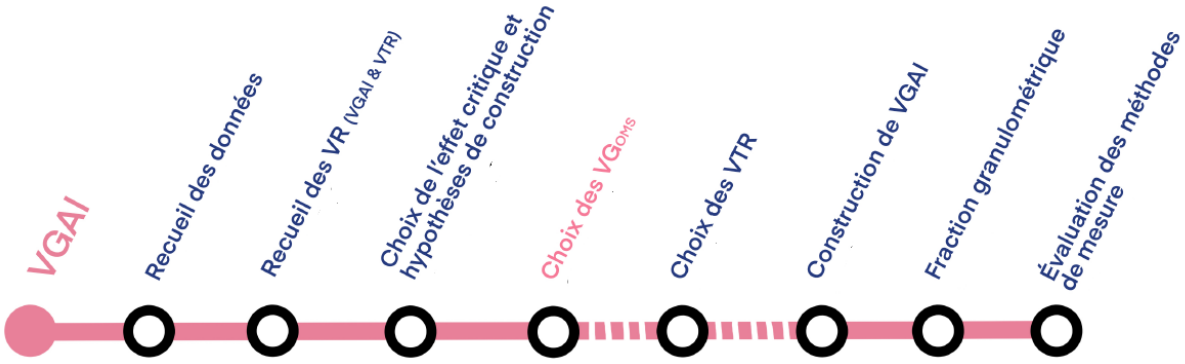


Figure 1 : proposition des VGAI (Anses, 2026)

VGAI ; Valeur guide de qualité d'air intérieur ; VG_{OMS} : Valeur guide de l'OMS ; VTR : Valeur toxicologique de référence.

S'il n'existe pas de VG_{OMS} ou de VTR par voie respiratoire ou que celles-ci sont jugées non satisfaisantes, l'Anses construit une VGAI. La fraction granulométrique à considérer concerne l'élaboration de VGAI pour des agents chimiques sous forme d'aérosol et s'applique notamment pour l'accompagnement des méthodes de mesure à recommander.

L'évaluation des méthodes de mesure des particules ($PM_{2,5}$) dans l'air intérieur a été réalisée selon la démarche harmonisée élaborée par l'Anses et détaillée dans le rapport méthodologie (Anses 2025).

Les travaux ont été présentés aux deux CES sollicités entre avril 2025 et janvier 2026.

Le CES VSR a validé les propositions de VGAI pour les particules le 25 septembre 2025. Le CES Air a validé les recommandations relatives aux méthodes de mesure des particules en lien avec les VGAI proposées, lors de la séance du 23 janvier 2026.

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/.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES VSR ET DU CES AIR

3.1. Proposition de VGAI pour les particules de l'air intérieur par le CES VSR

- **Synthèse des données sur les effets sanitaires chez l'Homme**

L'Académie des sciences nord-américaine a publié en 2024 une revue de la littérature non systématique sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur (NASEM 2024). Les données de cette revue de la littérature ont été complétées par les études identifiées dans l'expertise précédente de l'Anses sur le sujet (Anses 2010) et par les résultats d'une revue de la littérature des études publiées entre janvier 2009 et juillet 2024. La majeure partie des études concerne les $PM_{2,5}$.

Toxicocinétique :

Le comportement des particules dans l'arbre respiratoire dépend principalement de leur taille, 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 (Anses 2025). De façon schématique, les PM_{10} représentent la large majorité des particules en suspension pouvant être inhalées. Les PM_{10} peuvent se déposer dans les régions nasales, laryngées, pharyngées, trachéo-bronchiques et alvéolaires (Anses 2025). Une plus grande proportion de $PM_{2,5}$ que de PM_{10} va pénétrer profondément dans les poumons et jusqu'aux alvéoles pulmonaires.

Effets respiratoires :

- Etudes chez les enfants

Plusieurs études épidémiologiques menées chez les enfants montrent des associations entre les concentrations élevées de $PM_{2,5}$ et PM_{10} et des symptômes respiratoires, en particulier la bronchite, les sifflements respiratoires et certains paramètres de la fonction pulmonaire.
Dans les logements, une étude de cohorte rapporte une augmentation du risque de bronchite fébrile et obstructive pour des concentrations élevées de $PM_{2,5}$ (Franck *et al.* 2011). Les études conduites en milieu scolaire rapportent des résultats divergents. Plusieurs études multicentriques ou nationales rapportent des associations entre les niveaux élevés de $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et la prévalence de symptômes respiratoires pour les voies aériennes supérieures et inférieures, de sifflements, de diagnostics médicaux d'asthme et d'altération des paramètres spirométriques (Madureira *et al.* 2015 ; Zwozdziak *et al.* 2016 ; Baloch *et al.* 2020 ; Sasso *et al.* 2019 ; Szabados *et al.* 2022). D'autres études ne mettent pas en évidence d'association avec l'asthme ou les paramètres spirométriques (Simoni *et al.* 2010 ; Sa *et al.* 2019).
Chez les enfants asthmatiques, plusieurs études de cohorte, de panel ou transversales conduites dans des logements ou des écoles montrent une association entre l'augmentation des concentrations de $PM_{2,5}$ et l'aggravation des symptômes d'asthme, l'augmentation de l'usage de médicaments de secours, la variabilité du débit expiratoire de pointe (DEP) et une dégradation du contrôle de l'asthme (Flamant-Hulin *et al.* 2010 ; Annesi-Maesano, 2012 ; Habre *et al.* 2014 ; Woods *et al.* 2014 ; McCormack *et al.* 2009, 2011). Certaines études indiquent un risque majoré chez des sous-groupes spécifiques, notamment les enfants atopiques, obèses, carencés en vitamine D ou nés prématurément (Bose *et al.* 2019 ; Gaffin *et al.* 2020). Cependant, certaines études ne rapportent pas d'association significative avec

les symptômes cliniques (Grant *et al*. 2023 ; Schachter *et al.* 2020) mais mettent en évidence des effets sur des paramètres spirométriques (variabilité du DEP, VEMS/CVF, DEM_{25-75}[3]) (Isiugo *et al.* 2019).

- Etudes chez les adultes

Chez les adultes, les données sont plus limitées mais suggèrent une association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur de logements et la survenue de symptômes respiratoires aigus ou chroniques, en particulier de type bronchitique ou asthmatique (Simoni *et al.* 2004). Une étude expérimentale contrôlée montre une altération des paramètres spirométriques après exposition domestique à des sources de pollution particulaire (combustion de bougie, grillage de pain, friture) notamment une diminution des débits expiratoires distaux (Soppa *et al*. 2014). Chez les adultes atteints d'asthme ou de bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO), plusieurs études de cohorte mettent en évidence une association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ en air intérieur et l'aggravation des symptômes, l'augmentation de la fréquence des exacerbations, une augmentation de l'inflammation systémique et une diminution d'un paramètre spirométrique (VEMS[4]) (Balmes *et al.* 2014 ; McCormack *et al.* 2016 ; Busenkell *et al.* 2022 ; Hansel *et al.* 2023). Ces effets apparaissent modulés par des facteurs individuels (obésité, diabète, statut tabagique).

- Etudes chez les personnes âgées

Chez les personnes âgées, les études disponibles montrent que l'exposition aux particules ($PM_{2,5}$ et/ou PM_{10}) en air intérieur est associée à certains symptômes respiratoires (dyspnée, toux, rhinite allergique) et à des marqueurs biologiques compatibles avec une inflammation ou un stress oxydatif des voies respiratoires, notamment en établissement médico-social (Bentayeb *et al.* 2015 ; Belo *et al.* 2019 ; Mendes *et al.* 2016). Les études disponibles ne mettent pas en évidence d'associations avec des paramètres spirométriques.

- Etudes interventionnelles chez les adultes et les enfants

Les études interventionnelles évaluant l'utilisation de dispositifs de filtration de l'air mettent en évidence une réduction significative des concentrations intérieures en particules ($PM_{2,5}$ et/ou PM_{10}) (Park *et al.* 2021 ; James *et al.* 2020 ; Moreno-Rangel *et al.* 2020). Des bénéfices pour la santé respiratoire associés à ces réductions sont observés dans certaines études, alors que d'autres ne mettent pas en évidence d'associations significatives. La revue systématique de Park *et al.* (2021) indique qu'en dépit d'une baisse moyenne de 11,5 $\mu g.m^{-3}$ de la concentration intérieure en $PM_{2,5}$, la majorité des études ne montre pas d'amélioration significative des symptômes respiratoires ni du paramètre spirométrique VEMS chez les patients asthmatiques, bien que certaines améliorations du DEP[4] soient rapportées (Eggleston *et al.* 2005 ; Jhun *et al.* 2017 ; Park *et al.* 2017). Des effets bénéfiques sont néanmoins observés dans des sous-groupes plus vulnérables, notamment chez les enfants ou adultes présentant un mauvais contrôle initial de la maladie ou une forte exposition (James *et al.* 2020 ; Hansel *et al.* 2022).

Effets cardiovasculaires :

Peu d'études sur les effets cardiovasculaires de l'exposition aux particules de l'air intérieur sont disponibles. Les études identifiées se sont généralement intéressées à des indicateurs intermédiaires, tels que des modifications de la pression artérielle, considérés comme des

[3] VEMS : Volume expiratoire maximal par seconde ; CVF : Capacité vitale forcée ; DEM_{25-75} : Débit expiratoire moyen entre 25 % et 75 % de la Capacité Vitale Forcée (CVF)
[4] DEP : Débit expiratoire de pointe

médiateurs des effets cardiovasculaires ou proposés comme cliniquement pertinents. Des événements cliniques tels que l'infarctus aigu du myocarde et les épisodes d'insuffisance cardiaque n'ont pas été identifiés dans les études examinées et aucune étude ayant analysé les effets d'une exposition chronique n'a été identifiée.

Des études expérimentales contrôlées montrent que des expositions aiguës aux PM_{10} et aux $PM_{2,5}$ issues de sources courantes de pollution intérieure (grillage de pain, combustion de bougies, friture, utilisation de cuisinières à gaz) induisent des augmentations significatives de la pression artérielle systolique (PAS) et d'un indice de rigidité artérielle (AIx) avec des effets apparaissant immédiatement ou dans les heures suivant l'exposition (Soppa *et al.* 2017, 2019 ; Fedak *et al.* 2019).

Une étude observationnelle met en évidence une association entre les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ et une augmentation de la pression artérielle diastolique (PAD), sans association significative avec les indicateurs de rigidité artérielle (Gilbey *et al.* 2023).

Les études interventionnelles rapportent qu'une réduction des $PM_{2,5}$ par filtration de l'air intérieur entraîne une diminution de la PAS à court terme (Walzer *et al.* 2020)**.**

Effets sur les fonctions cognitives et neurologiques :

Peu d'études sur les effets neurologiques de l'exposition aux particules de l'air intérieur sont disponibles. Les données disponibles indiquent que l'exposition aux particules de l'air intérieur est associée à des effets neurologiques fonctionnels chez l'adulte et à des altérations du développement cognitif chez l'enfant, en particulier pour les expositions chroniques.

Chez l'adulte, Cedeño Laurent *et al.* (2021) met en évidence une diminution des performances neuro-comportementales (ralentissement des temps de réaction et baisse de la précision) associée à des concentrations de $PM_{2,5}$ supérieures à 12 $\mu g.m^{-3}$. Par ailleurs, Tietjen *et al*. (2012) ont observé une association significative entre des concentrations de PM_{10} supérieures à 50 $\mu g.m^{-3}$ et une augmentation de la fréquence des céphalées chez des employés de bureaux.

Chez l'enfant, les études montrent des effets principalement sur l'attention et la vitesse de traitement de l'information. Saenen *et al. (*2016) n'ont pas mis en évidence d'effet des particules ($PM_{2,5}$ ou PM_{10}) sur la mémoire à court terme, mais ont rapporté une diminution de l'attention sélective et un ralentissement des performances attentionnelles associés à l'exposition récente ou chronique aux $PM_{2,5}$. Les études de cohorte menées à Barcelone montrent qu'une exposition chronique aux $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur des écoles, en particulier celles liées au trafic routier, est associée à un ralentissement significatif du développement cognitif (Basagaña *et al.* 2016 ; Forns *et al.* 2017).

Effets sur la reproduction et le développement :

Très peu de données sur les effets de l'exposition aux particules de l'air intérieur sur la reproduction et le développement sont disponibles dans la littérature. Une seule étude de cohorte (Jedrychowski *et al.* 2013) met en évidence une association significative entre l'exposition prénatale aux $PM_{2,5}$ et le risque d'infections broncho-pulmonaires récurrentes chez l'enfant.

Effets cancérogènes :

La majeure partie des connaissances sur le lien entre la pollution de l'air intérieur et le cancer proviennent d'études sur la combustion de la biomasse dans les pays à revenu faible ou intermédiaire (Lee *et al.* 2020 d'après NASEM 2024) et d'études sur la fumée de tabac environnementale, reconnue comme cancérigène (IARC 2012 ; NTP, 2021 d'après NASEM 2024), et se sont principalement intéressées au cancer du poumon. Des associations avec le cancer du sein sont également rapportées dans des conditions d'exposition similaires (NASEM 2024).

Populations sensibles :

Les études disponibles indiquent que les individus atteints de pathologies respiratoires comme l'asthme ou la BPCO constituent une population sensible à la pollution de l'air intérieur par les particules.

Plus largement, les données épidémiologiques étudiant la pollution atmosphérique ont permis d'identifier d'autres populations sensibles qui sont définies comme celles qui présentent potentiellement un risque plus élevé d'effet sanitaire néfaste. Ces populations peuvent être considérées comme étant les mêmes pour les particules de l'air intérieur.

Certaines populations peuvent être davantage concernées par la pollution de l'air intérieur du fait de la durée passée dans les environnements intérieurs - nourrissons, femmes enceintes, personnes âgées, personnes alitées ou handicapées - ou en raison d'activités comme le tabagisme, usage d'encens ou de bougies, cuisson des aliments, chauffage au bois (foyer ouvert, insert ou poêle) ou de caractéristiques du logement**,** telles qu'une ventilation insuffisante ou une proximité immédiate de sources de pollution extérieure, notamment le trafic routier.

- **Proposition de VGAI**

Analyse des valeurs guides et VTR disponibles :

Il n'a pas été identifié de VTR ou de valeurs guides basées exclusivement sur des critères sanitaires proposées par des organismes supranationaux ou nationaux. Les valeurs guides et VTR disponibles s'appuient sur des études basées sur des mesures de particules dans l'air extérieur, et non intérieur.

L'analyse de la corrélation entre les concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur et l'air extérieur suggère que l'air extérieur n'explique qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur. De ce fait, l'exposition réelle des occupants en milieu intérieur ne peut être correctement estimée à partir des seules concentrations extérieures. Il apparaît donc pertinent de dériver des valeurs guides spécifiques basées sur des données épidémiologiques propres aux environnements intérieurs, plutôt que de transposer des valeurs guides établies à partir de mesures en air extérieur.

Effet critique retenu :

Les effets respiratoires sont ceux pour lesquels des associations sont observées aux concentrations de $PM_{2,5}$ et PM_{10} les plus faibles dans l'air intérieur. Plusieurs études épidémiologiques et cliniques rapportent des altérations de la fonction pulmonaire, une augmentation des symptômes respiratoires, ainsi qu'une exacerbation des symptômes de pathologies chroniques telles que l'asthme ou la BPCO.

Choix de l'hypothèse de construction :

Concernant les particules de l'air intérieur, une seule étude identifiée a investigué la forme de la relation entre le niveau d'exposition aux $PM_{2,5}$ et la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes (Jedrychowski *et al.* 2013), celle-ci portant sur l'exposition prénatale personnelle en Pologne dans les années 2000. Dans cette étude, la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes augmentait linéairement avec l'exposition, mais de manière un peu plus forte chez les enfants asthmatiques par rapport aux enfants non asthmatiques. La forme de la relation montre une augmentation de la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes dès le niveau de $PM_{2,5}$ de 12 $\mu g.m^{-3}$ environ. Cette étude ne porte toutefois pas *stricto sensu* sur la concentration en $PM_{2,5}$ mesurée dans l'air intérieur (évaluation de l'exposition personnelle des femmes enceintes). Elle comporte très peu d'information sur la méthode de modélisation de la relation et aucune information sur l'incertitude associée à ces résultats. Aucune étude n'a analysé la forme de la relation dose-réponse pour les PM_{10} de l'air intérieur.

La majorité des études ont investigué la relation entre différentes classes d'exposition aux $PM_{2,5}$ ou PM_{10} de l'air intérieur et le risque d'évènements de santé respiratoire, mettant en évidence des associations plus fortes pour les classes d'exposition élevée en comparaison aux classes d'exposition plus faible.

Globalement, les données des études disponibles et spécifiques aux particules des environnements intérieurs pour les effets respiratoires ne sont pas suffisantes pour caractériser avec précision une relation dose-réponse pour les particules de l'air intérieur ou pour identifier formellement un seuil d'effet basé sur des modèles quantitatifs robustes. A défaut, un seuil est retenu pour l'élaboration des VGAI des particules $PM_{2,5}$ ou PM_{10} en raison :

- Du besoin d'un outil opérationnel pour interpréter des niveaux mesurés dans les environnements intérieurs, qui soit basé sur des études utilisant des mesures des particules en air intérieur et non en air extérieur étant donné la faible corrélation entre les niveaux de concentration en $PM_{2,5}$ intérieur et extérieur ;
- Du fait que plusieurs études rapportent des associations à partir de concentrations proches, permettant de proposer une valeur fondée sur un faisceau d'évidence, même en l'absence de seuil plus formel.

Proposition de VGAI pour les $PM_{2,5}$:

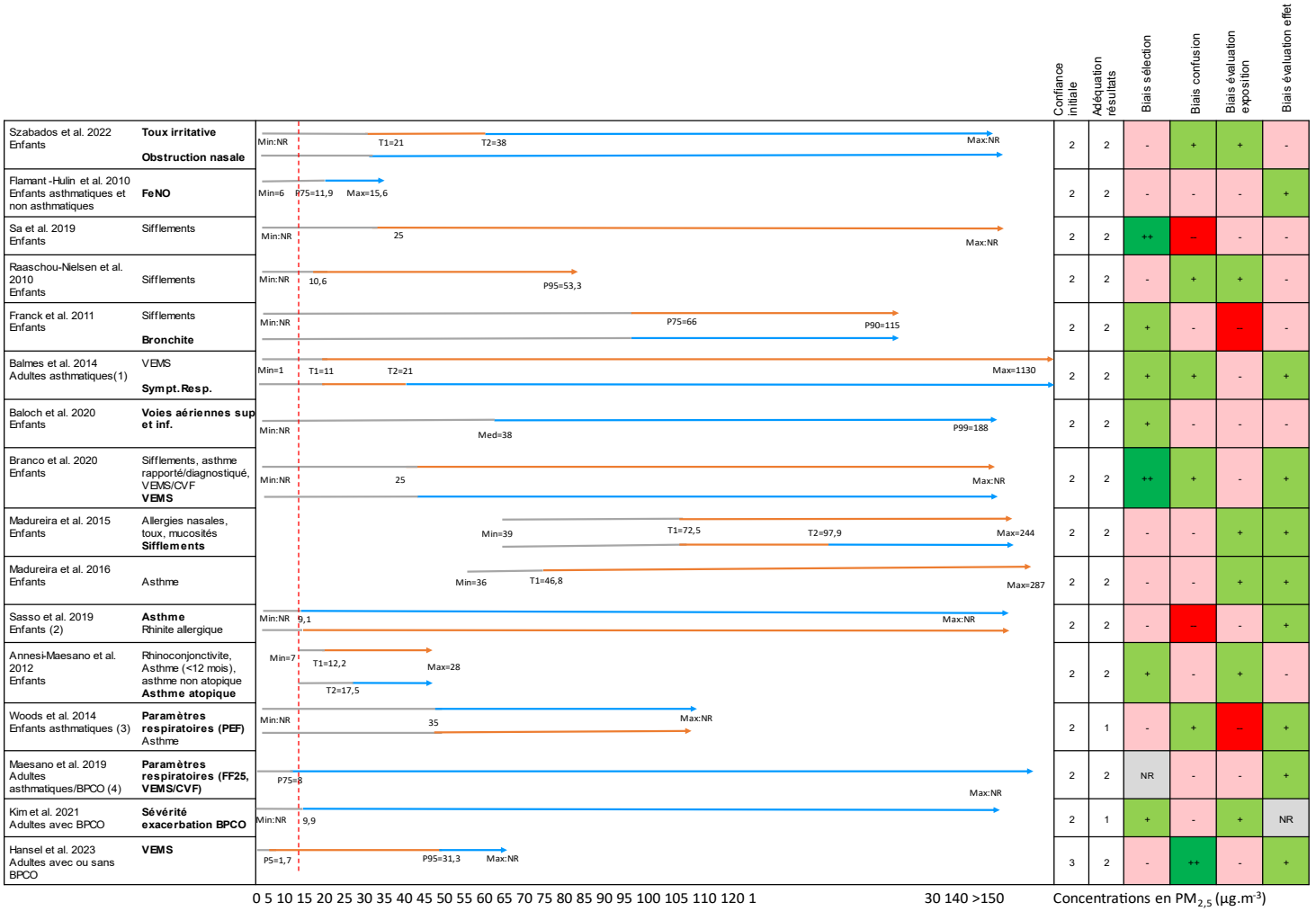
L'approche retenue vise à identifier un seuil à partir duquel les associations apparaissent. Les études présentant des résultats par classes d'exposition ou ayant testé l'évolution des associations selon un seuil défini, soit à partir de la distribution des concentrations mesurées dans l'étude, soit arbitrairement (par exemple par rapport à la valeur guide OMS) ont été analysées, de même que les études ayant analysé la forme de la relation exposition-risque. Une évaluation de la qualité de chaque étude et de leurs risques de biais (biais de sélection, biais de confusion, biais dans l'évaluation de l'exposition, biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet) a été réalisée à travers différentes cotations ou échelles (notamment d'après NTP OHAT 2019).

Les résultats de l'analyse de ces études sont présentés en Annexe 1a.

De façon générale, les études identifiées présentent des limites liées au fait qu'elles ont été conduites sur des échantillons de petite taille et que dans la majorité des cas, les paramètres

de santé ont été évalués par questionnaire. De plus, la plupart des études sont transversales, et donc par nature, limitées en termes d'inférence causale. Peu d'études de cohorte ont évalué la forme de la relation entre l'exposition aux particules de l'air intérieur et les symptômes respiratoires, ou ont proposé des analyses par classes d'exposition permettant de déterminer un seuil au-delà duquel des associations avec des évènements de santé respiratoire sont observées. **Aucune de ces études n'est suffisamment robuste pour soutenir à elle seule l'élaboration d'une VGAI. Ainsi, une approche par faisceau de preuves intégrant les résultats de plusieurs études indépendantes a été retenue. Cette approche permet de corroborer les résultats et de juger de leur cohérence à travers différents contextes, populations et méthodologies.**

La Figure 2 présente les associations significatives et non significatives rapportées dans les études par classes d'exposition.



NR : non renseignable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication. La cotation de la confiance initiale dans l'étude (score de 0 à 4) est obtenue en répondant à quatre questions définissant des caractéristiques clés en termes de design d'étude : l'exposition est-elle contrôlée ? l'exposition précède-t-elle l'effet ? des données individuelles pour l'effet sont-elles disponibles ? existe-t-il un groupe de comparaison ? L'adéquation de l'étude aux objectifs de l'expertise (i.e. à la dérivation de VGAI) (score de 0 à 2) se base sur la pertinence des indicateurs, de l'exposition, du groupe d'étude etc.

Figure 2 : Associations entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures et les effets respiratoires

Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées sur des durées allant de plusieurs jours à plusieurs mois, dans des contextes variés (écoles, logements, lieux de travail).

Ces éléments justifient l'établissement d'une VGAI long terme (VGAI-LT), reflétant les expositions répétées aux $PM_{2,5}$. Le seuil le plus faible identifié est égal à 8 $\mu g.m^{-3}$. Cependant, cette concentration a été mesurée dans des conditions particulières d'exposition (mesure dans des greniers de fermes). Ainsi, la VGAI-LT $PM_{2,5}$ retenue correspond au seuil identifié immédiatement supérieur et est égale à 9 $\mu g.m^{-3}$. Les associations statistiquement significatives rapportées pour les plus faibles concentrations conduisant à la proposition de la VGAI-LT sont rappelées dans le **Tableau 1**.

Tableau 1 : Etudes rapportant des associations significatives entre l'exposition aux plus faibles concentrations de $PM_{2,5}$ et la survenue d'effets respiratoires

Référence	Type d'étude et pays	Population d'étude	Concentrations intérieures mesurées ($\mu g.m^{-3}$)	Méthode et période de mesure	Seuil ($\mu g.m^{-3}$)	Effets
Flamant-Hulin *et al.* 2010	Transversale, France	Enfants (N = 104) (écoles)	Salles de classe Min=6,2 Max=15,6 Med=10,6 Moy=10,2	Gravimétrie 5 jours	11,9	FeNO
Balmes *et al.* 2014	Cohorte, USA	Adultes (N = 302), (logements)	Cuisine/salon Min: 1,0/1,0 Med =14,0/14,0 Max = 1130/1100 Moy = 39,1/40,5	Mesure optique (3 min, durée totale non précisée)	11	Symptômes respiratoires
Sasso *et al.* 2019	Transversale, France	Enfants (N = 1199) Ecoles	Salles de classe Moy=10,4 (2016) Moy=15,7 (1999)	Gravimétrie + mesures en temps réel 4,5 jours par semaine, de février à juillet 2016	9,1	Asthme
Kim *et al.* 2021	Panel, Corée du Sud	Adultes (N=104) Logements	Non renseignées	Mesures en temps réel pendant 3 mois	9,9	Degré de sévérité de l'exacerbation des symptômes de la BPCO

N : effectif
Min : minimum ; max : maximum ; moy : moyenne ; med : médiane

A noter que trois études, non considérées dans l'approche par faisceau de preuves car ne permettant pas d'identifier un seuil, ont mis en évidence des associations significatives entre des augmentations d'un incrément ou d'un intervalle interquartile (IQR) des concentrations en $PM_{2,5}$ et des effets respiratoires. Dans certaines de ces études, les concentrations moyennes ou médianes mesurées sont proches de la VGAI-LT proposée pour les $PM_{2,5}$ (McCormack *et al.* 2016 ; Isiugo *et al.* (2019) ; Kang *et al.* (2023).

Le CES souligne que la VGAI-LT proposée comporte plusieurs limites notables et notamment le fait que la majorité des études disponibles sont des études transversales qui, par nature, ont principalement un objectif descriptif, visant à évaluer la fréquence d'une exposition ou d'une pathologie, ou la distribution d'un paramètre de santé. Cependant, la facilité de mise en

œuvre de ces enquêtes a conduit à les utiliser également dans la recherche étiologique (Bouyer *et al*. 2009). De plus, en l'absence de données suffisantes pour caractériser avec précision une relation dose-réponse en air intérieur, et d'études identifiant formellement un seuil d'effet à partir de modèles quantitatifs robustes, une approche à seuil s'appuyant sur des études par classe d'exposition a été retenue. Les seuils identifiés dans ces études ne sont pas tous identiques et peuvent dans certains cas reposer sur des choix arbitraires.

Proposition de VGAI pour les PM_{10}

Compte tenu du faible volume de données disponibles et de la forte corrélation entre les concentrations de PM_{10} et de $PM_{2,5}$ dans les logements, il n'est pas proposé de VGAI pour les PM_{10}. Les résultats des études disponibles sont synthétisés en Annexe 1b.

Pour interpréter les résultats de mesure des PM_{10} dans des environnements intérieurs, une conversion des données de concentration PM_{10} en concentration $PM_{2,5}$ est recommandée pour ensuite les comparer à la VGAI proposée pour les $PM_{2,5}$. Il est conseillé de calculer prioritairement le ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ propre aux sites étudiés, si les mesures sont disponibles et suffisantes. A défaut, des données issues d'autres campagnes de mesure peuvent être utilisées pour faire la conversion, comme par exemple un ratio moyen entre les concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} de 0,7 pour l'air intérieur de logements en France[5].

Mise en perspective des VGAI

- Avec les autres valeurs existantes

En 2021, l'OMS a publié une mise à jour de ses lignes directrices sur la qualité de l'air. Les nouvelles valeurs guides concernant les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ sont plus strictes que celles publiées en 2005[6], en raison de nouvelles preuves scientifiques solides sur leurs effets sanitaires, même à de faibles concentrations.

Les nouvelles valeurs guides (en moyenne annuelle et sur 24h) proposées sont :

- Pour les $PM_{2,5}$: 5 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle) et 15 $\mu g.m^{-3}$ (24h)
- Pour les PM_{10} : 15 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle) et 45 $\mu g.m^{-3}$ (24h)

Bien que les lignes directrices de l'OMS soient établies à partir d'études épidémiologiques en air extérieur, elles seraient applicables, d'après l'OMS, à tous les environnements intérieurs.

L'étude de la corrélation entre les concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur et extérieur suggère cependant que l'air extérieur n'expliquerait qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur. De ce fait, l'exposition réelle des occupants en milieu intérieur ne peut être correctement estimée à partir des seules concentrations extérieures.

À l'échelle internationale, les valeurs guides se situent généralement pour les $PM_{2,5}$ dans un intervalle de 5 à 15 $\mu g.m^{-3}$ pour la moyenne annuelle, et de 15 à 50 $\mu g.m^{-3}$ pour les moyennes sur 24 heures. Pour les PM_{10}, elles se situent toutes durées confondues entre 20 et 200 $\mu g.m^{-3}$ (absence d'indication de durée pour certaines). Elles correspondent pour certains pays aux anciennes valeurs guides proposées par l'OMS.

- Avec les concentrations mesurées en France

Le percentile 25 et la médiane des concentrations en $PM_{2,5}$ dans les logements mesurés à l'occasion de la deuxième campagne nationale logements (CNL2) sont respectivement de 9,5

[5] Ratio calculé à partir des données de la campagne nationale logements 1 (CNL1)
[6] Valeurs publiées en 2005 pour les $PM_{2,5}$: 10 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle), 25 $\mu g.m^{-3}$ (24h)
Valeurs publiées en 2005 pour les PM_{10} : 20 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle), 50 $\mu g.m^{-3}$ (24h)

et 13,2 µg.m^{-3}. Des dépassements de la VGAI-LT de 9 µg.m^{-3} sont constatés dans plus de 75% des logements d'après ces résultats.

- Applicabilité des VGAI

Les études incluses dans l'approche par faisceau de preuve portent essentiellement sur les environnements intérieurs suivants : les écoles, les logements. Aussi, il n'est pas recommandé d'utiliser la VGAI-LT pour des environnements intérieurs dont la pollution particulaire est très spécifique et éloignée de celle des logements et des écoles, comme par exemple les enceintes ferroviaires souterraines. Pour les enceintes ferroviaires souterraines, l'Anses a proposé des concentrations en particules dans l'air à ne pas dépasser (Anses 2022).

3.2. Accompagnement métrologique des VGAI par le CES Air

- **Sources d'émission et concentrations dans les environnements intérieurs et extérieurs**

Les particules de l'air intérieur proviennent à la fois de sources d'émission intérieures et de la pollution de l'air extérieur (infiltration et pénétration de l'air extérieur dans les locaux).

A l'intérieur des locaux, les sources émettrices de particules sont les activités domestiques qui mettent en jeu les mécanismes de formation et d'évolution de particules comme la combustion. Les activités les plus courantes en milieu intérieur concernées sont (d'après Martins *et al.* 2025 ; Min *et al.* 2021 ; Rao *et al.* 2017 ; Vardoulakis *et al.* 2020) :

- Le tabagisme ;
- La cuisson alimentaire (gaz, bois) et certains modes de cuisson comme la friture ;
- L'utilisation de bougies et d'encens ;
- Le chauffage au bois et aux combustibles fossiles (foyers ouverts, inserts, poêles à bois, poêles à charbon) ;
- L'utilisation de certains produits ménagers, notamment sous forme de sprays et d'aérosols (produits corporels, insecticides…) ;
- Les mouvements dans les locaux qui remettent en suspension les particules déposées ;
- L'utilisation d'imprimante 3D.

Outre les activités, plusieurs facteurs tels que le type de bâtiment (maison, bureau, espace commercial, etc.), son aménagement, la présence d'un système de ventilation (naturelle ou mécanique), le système de chauffage et de traitement d'air, le nombre d'occupants et la durée quotidienne d'occupation des locaux influencent les niveaux de pollution intérieure (Baeza Romero *et al.* 2022). La formation de particules secondaires en air intérieur est également possible, en particulier lors de réactions entre l'ozone et certains composés organiques volatils (COV) tels que les terpènes émis par les produits ménagers (Pytel *et al.* 2022).

L'origine des particules de l'air intérieur peut également être extérieure du fait des phénomènes de transferts de particules présentes dans l'air extérieur. Plusieurs facteurs influencent la part des particules extérieures dans la concentration particulaire totale à l'intérieur. Ces facteurs sont principalement liés à la localisation du logement (ex : à proximité immédiate de sources de pollution comme le trafic routier), aux caractéristiques du bâti telles que le type de ventilation (naturelle ou mécanique), la filtration, les ouvertures de fenêtres, etc. (Anses 2019b). Les sources des particules de l'air extérieur sont multiples, d'origines naturelle et anthropique (Anses 2019) :

- Origine naturelle : processus mécaniques d'érosion des sols avec remise en suspension de poussières de sols ou de sables de désert, processus de combustion avec les éruptions volcaniques, les feux de forêts et de végétation ou encore du fait de la présence de particules dans les sels marins ;
- Origine anthropique : combustion d'énergie fossile et de biomasse dans les activités industrielles, de transports (routiers, aériens, fluviaux et maritimes) et des bâtiments (chauffage), agricoles, de construction et de démolition de bâtiments.

À ces sources primaires de particules émises directement dans l'air, s'ajoute la formation de particules secondaires par transformation physico-chimique dans l'atmosphère impliquant des composés gazeux précurseurs (dioxyde de soufre (SO_2), dioxyde d'azote (NO_2), ammoniac (NH_3) et COV).

Les concentrations mesurées en France dans différents environnements intérieurs proviennent principalement de campagnes conduites par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI), devenu l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) au 1er janvier 2024, et sont présentées dans Tableau 2.

Tableau 2 : Concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées dans différents environnements intérieurs en France

Environnement (référence)	Période de mesure	Nombre	Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection	Concentrations mesurées (µg.m^{-3})	
				PM_{10}	$PM_{2,5}$
Logements					
Logements (CNL1) (OQAI 2006) ($PM_{2,5}$ et PM_{10})	2003-2005	297 (PM_{10}) et 290 ($PM_{2,5}$) logements (effectif redressé correspondant à 12 126 552 (PM_{10}) et 11 947 209 ($PM_{2,5}$)) logements)	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie Pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} : LD = 0,8 µg.m^{-3}	Distribution à l'échelle du parc national : P10= 17,1 P25 = 22,0 P50 = 31,1 P75 = 56,7 P90 = 113,4 P95 = 182,0	Distribution à l'échelle du parc national : P10 = 10,6 P25 = 14,2 P50 = 19,1 P75 = 35,4 P90 = 75,6 P95 = 132,0
Bâtiments performants en énergie – BPE (OQAI 2016) ($PM_{2,5}$)	2013-2014	33 logements neufs ou récemment rénovés	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie LD = 0,8 µg.m^{-3}	Non mesurées	Min = 2,5 P25 = 8,8 P50 = 13,2 P75 = 19,6 Max = 168 Moy (écart type) = 19,9 (25,1)
Logements (CNL2) (OQEI 2025) ($PM_{2,5}$)	2020-2023	515 logements (effectif redressé = 27 291 803 logements)[7]	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie LD = 3,0 µg.m^{-3} Fréquence de détection = 99,5 %	Non mesurées	Distribution à l'échelle du parc national : P5 = 5,6 P25 = 9,5 P50 = 13,2 P75 = 22,4 P95 = 66,8 Moy +/- (écart type) = 27,6 +/- (65,3)

[7] Ces poids corrigent les biais d'échantillonnage en tenant compte des caractéristiques des logements et des ménages ainsi que de la stratification de l'enquête. Pour les concentrations intérieures, les pondérations permettent d'obtenir des estimations représentatives des moyennes et des distributions. Elles tiennent compte notamment de la probabilité de tirage des logements, des non-réponses et des caractéristiques sociodémographiques observées, permettant ainsi d'ajuster les estimations de concentrations intérieures (OQEI 2025).

Environnement (référence)	**Période de mesure**	**Nombre**	**Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection**	**Concentrations mesurées (µg.m^{-3})**	
				PM_{10}	**$PM_{2,5}$**
Ecoles					
Ecoles (Annesi-Maesano *et al.* 2012)	1999-2000	108 écoles (401 salles de classe)	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie Limite et fréquence de détection non disponibles dans l'article	Non mesurées	Concentrations déterminées à partir de la figure 1 de l'article Min=7,2 Med=15,8 Moy=14,4 Max=27,7
Écoles (OQAI 2019) ($PM_{2,5}$)	2013-2017	294 écoles (effectif redressé = 65 823 écoles)	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie LD = 3,6 µg.m^{-3} Fréquence de détection = 100 %	Non mesurées	Distribution à l'échelle du parc national : P5 = 9,5 P25 = 13,9 P50 = 18,1 P75 = 24,3 P95 = 36,6 Moy (écart type) = 20,0 +/- (1,0)

Environnement (référence)	Période de mesure	Nombre	Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection	Concentrations mesurées (µg.m^{-3})	
				PM_{10}	$PM_{2,5}$
Etablissements sanitaires et médico-sociaux					
Etablissements sanitaires et médico-sociaux – ESMS (OQAI 2023) ($PM_{2,5}$)	2019-2020	260 pièces dans 97 établissements	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie LD = 1,04 µg.m^{-3} pour les pièces de vie et 2,85 µg.m^{-3} pour les chambres[8] Fréquence de détection = 99 %	Non mesurées	P5 = 3,8 P25 = 5,7 P50 = 7,8 P75 = 10,6 P95 = 16,8 Moy +/- (écart type) = 8,5 +/-(4,1)
Bureaux					
Bureaux (Mandin *et al.* 2017)	2012-2013	16 bureaux (été) 22 bureaux (hiver)	Prélèvement actif sur filtre quartz, gravimétrie Limite et fréquence de détection non disponibles dans l'article	Non mesurées	En été Min = 2,7 (Finlande) Max = 17 (Hongrie) Méd. = 9,2 Moyenne ± écart-type = 9,7 ± 4,6 En hiver : Min = 3,4 (Finlande) Max = 32 (Hongrie) Méd. = 16 Moy. ± écart-type : 15 ± 8,4

BPE : Bâtiments performants en énergie, CNL 1 : Campagne nationale logement 1, CNL2 : Campagne nationale logement 2, ESMS : Etablissements sanitaires et médico-sociaux, OQAI : Observatoire de la qualité de l'air intérieur, OQEI : Observatoire de la qualité des environnements intérieurs, PTFE : polytétrafluoroéthylène.

[8] Limite gravimétrique = 19 µg. Dans les chambres : prélèvement d'air en continu de J1 à J8, volume d'air prélevé égal à 18,1 ± 1,2 m^3 en moyenne

D'après Géod'air[9], la moyenne annuelle des concentrations mesurées en 2024 dans l'air extérieur en France métropolitaine était comprise entre 1,2 et 20,1 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et entre 3,3 et 54 µg.m^{-3} pour les PM_{10}, selon la typologie des stations de mesure prise en compte.

Une analyse réalisée à partir des concentrations mesurées dans la CNL2 et des concentrations modélisées, à partir des données issues du modèle CHIMERE fournies par l'Ineris/LCSQA ainsi que celles du programme Copernicus, montre une corrélation faible entre les concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur et extérieur. Bien que l'analyse présente des limites, ces résultats suggèrent que l'air extérieur n'explique en moyenne qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur.

- **Évaluation des méthodes de mesure de concentration des $PM_{2,5}$**

Le principe général de l'évaluation des méthodes de mesure est présenté en Annexe 2.

Cinq méthodes de mesure des concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur ou l'air ambiant ont été recensées et évaluées selon la démarche harmonisée de l'Anses de 2025 :

- Méthode A : Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie
- Méthode B : Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie
- Méthode C : Systèmes automatisés de mesurage
- Méthode D : Systèmes basés sur la diffusion laser et la néphélométrie
- Méthode E : Systèmes capteurs

A noter que les méthodes D, E et une partie de la méthode C reposent sur le même principe de mesure optique. Chacune de ces méthodes étant encadrée par une norme spécifique, propre à son principe de mesure et à son usage, elles ont été évaluées de façon distincte. Afin de compléter les informations sur les méthodes D et E, une recherche bibliographique a été réalisée dans les bases de données Scopus et Pubmed.

Les capteurs optiques de particules, qu'ils reposent sur la diffusion laser ou sur la néphélométrie, présentent un ensemble de biais inhérents au principe même de la mesure qui peuvent affecter la justesse, la reproductibilité et la comparabilité des données produites, en particulier aux faibles concentrations observées en air intérieur. Ces biais sont liés notamment à la limite de détection (LD) ne permettant pas de mesurer les particules de taille inférieure à 300 nm, et à la conversion de la concentration en nombre en concentration massique reposant sur une hypothèse de densité des particules et sur une approximation du diamètre aérodynamique.

L'évaluation des méthodes de mesure a été réalisée conformément à la démarche du GT Métrologie en considérant une durée de prélèvement totale de 7 jours et un domaine de concentration de 0,1 à 2 fois la VGAI-LT, soit de 0,9 à 18 µg.m^{-3}.

Le détail des méthodes et leur classement résultant de l'évaluation des méthodes de mesure conformément à la démarche du GT Métrologie sont présentés dans le tableau en Annexe 3.

- Méthode A : Décrite par 4 protocoles, cette méthode repose sur un prélèvement des particules dans l'air au travers d'une tête de prélèvement sélectionnant la fraction $PM_{2,5}$, une collecte des particules sélectionnées sur un filtre prépesé puis d'une analyse gravimétrique

[9] Base de données nationale de la qualité de l'air : Consultation des données | Geod'air : données et statistiques sur la qualité de l'air en France (geodair.fr)

sur une balance de haute précision au laboratoire. La norme NF EN 12341, relative à la mesure de la fraction $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant, définit par convention la fraction $PM_{2,5}$ au regard de l'utilisation d'un préleveur de référence prédéfini[10] et correspond à la méthode de référence pour la mesure dans le cadre de la surveillance réglementaire de l'air extérieur. Les systèmes utilisés pour le prélèvement de la fraction massique $PM_{2,5}$ doivent être déclarés conformes ou équivalents suivant une procédure d'évaluation et des tests menés par un laboratoire accrédité (LCSQA 2016). Elle fixe également l'ensemble des exigences relatives à l'analyse gravimétrique. Le protocole US EPA IP-10A est applicable à la mesure de la fraction $PM_{2,5}$ dans les environnements intérieurs et propose l'utilisation de 2 types de préleveurs, MEM (ce préleveur n'est plus commercialisé) et PEM[11], fonctionnant avec un débit de 4 $L.min^{-1}$ sur 24 heures.

Sur la base de ces protocoles, le domaine d'application de la méthode A couvre 0,1 à plus de 2 fois la VGAI-LT, en utilisant le préleveur de référence (ou démontré équivalent) fonctionnant à un débit de 2,3 $m^3.h^{-1}$ (soit 38 $L.min^{-1}$) sur 24 heures et défini dans la norme NF EN 12341. Le domaine de validation établi à partir d'essais inter-laboratoires européens sur des préleveurs conformes couvre la gamme de 3,6 à 67 $\mu g.m^{-3}$ (soit 0,4 à 7 fois la VGAI-LT). Le prélèvement et la pesée de la masse particulaire doivent suivre les exigences formulées dans cette norme. Pour atteindre 0,1 fois la VGAI-LT, il est également nécessaire pour le laboratoire de s'assurer que les blancs de terrain présentent une masse résiduelle inférieure ou égale à 50 µg. Les différents critères de validation sont bien renseignés et satisfont aux exigences. Les données relatives aux essais de conservation des filtres restent peu documentées et uniquement jusqu'à 7 jours, ne couvrant pas la durée de conservation préconisée de 1 mois.

Par ailleurs, l'utilisation du préleveur de référence (destiné au départ pour la mesure dans l'air ambiant) dans un environnement intérieur présente de nombreuses contraintes liées à son encombrement et surtout au débit de prélèvement élevé qui n'est pas toujours compatible avec le volume et le renouvellement d'air des pièces instrumentées. De plus, le bruit associé au fonctionnement du préleveur peut engendrer une forte gêne pour les occupants. L'utilisation du préleveur de référence doit donc être restreinte à des environnements non occupés, d'un volume suffisamment grand (supérieur à celui d'une chambre à coucher ou d'un bureau individuel) et avec un renouvellement d'air du local suffisant au regard du débit de prélèvement.

Les préleveurs PEM qui sont compatibles à une utilisation dans les environnements intérieurs bien qu'ils ne soient pas équivalents au préleveur de référence peuvent également être utilisés. Leur courbe d'efficacité n'épouse pas celle conventionnelle du préleveur de référence, augmentant l'incertitude sur la fraction de particules réellement prélevée. Le préleveur PEM (ou MEM) est associé à un débit de prélèvement plus faible (4 $L.min^{-1}$ dans le protocole de l'US EPA). Une adaptation de la durée de prélèvement de 24 heures à un minimum 4,5 jours est nécessaire pour atteindre 0,1 fois la VGAI-LT en utilisant une balance de très haute précision (résolution de 1 µg ou mieux). Après adaptation, le domaine serait alors suffisant pour couvrir 0,1 à 2 fois la VGAI-LT. Les autres critères de validation sont bien documentés et satisfont aux exigences.

[10] La norme définit les exigences de conception et de performance notamment de la tête de prélèvement des PM2.5 (géométrie et côtes)
[11] MEM : *Micro-environmental monitoring* ; PEM : *Personal Environmental Monitor.*

- Méthode B : Décrite par deux protocoles, cette méthode repose sur un prélèvement par impaction avec séparation granulométrique par inertie et analyse par gravimétrie. L'intérêt de cette méthode réside dans la collecte de plusieurs fractions granulométriques avec un même prélèvement qui sont ensuite généralement utilisées pour une analyse chimique de certains constituants. L'analyse gravimétrique des fractions collectées, dont $PM_{2,5}$, est la même que pour la méthode A. Au regard de la comparaison à la VGAI-LT, la méthode B n'apporte rien de plus par rapport à la méthode A. Au contraire, dans certains cas, il est nécessaire d'analyser plusieurs filtres pour reconstituer la fraction $PM_{2,5}$, ce qui augmente d'autant plus l'incertitude sur le résultat final. Par ailleurs, les protocoles associés à cette méthode B et couvrant l'analyse gravimétrique de la fraction $PM_{2,5}$, soit ne présentent pas de données de validation, soit couvrent un domaine de concentration bien supérieur aux niveaux de concentrations habituellement rencontrés dans les environnements intérieurs.

- Méthode C : Décrite par un protocole, cette méthode distingue trois principes de mesure : la microbalance oscillante TEOM, la jauge bêta et la mesure optique. La norme NF EN 16450 de 2017 vise à garantir que les systèmes de mesure automatiques fournissent des données fiables et comparables aux mesures de référence par gravimétrie (Méthode A), conformes aux exigences réglementaires européennes en matière de surveillance de la qualité de l'air. Elle ne fournit pas de données de validation spécifiques aux faibles concentrations visées par la VGAI-LT, ni de données d'incertitudes. Les performances métrologiques des dispositifs de la méthode C ont été évaluées par des organismes accrédités. Des biais sont associés aux trois techniques : perte de semi-volatils, biais optiques et dépendance à la composition chimique. Les limites de détection associées à ces méthodes sont de l'ordre de 2 $\mu g.m^{-3}$.

- Méthode D : Décrite par une norme, cette méthode repose sur deux techniques de caractérisation des particules basées sur le principe de la diffusion de la lumière : la diffusion laser et la néphélométrie. La norme ne fait mention que de concentrations en nombre de particules sans donner d'éléments de conversion en concentrations massiques. Par conséquent, elle ne fournit pas d'éléments métrologiques permettant de valider des mesures de concentrations massiques de particules.

La revue de la littérature n'a pas permis d'identifier de données de validation complètes. Néanmoins, quelques données de validation en air intérieur ont été identifiées dans certaines publications, essentiellement sur les limites de détection/quantification et sur la justesse des mesures.

Pour deux dispositifs commercialisés (pDR-1500 et DustTrack DRX), les données de la littérature rapportent une limite de détection à 5 $\mu g.m^{-3}$ et une limite de quantification à 15 $\mu g.m^{-3}$.

- Méthode E : Décrite par une norme, cette méthode utilise des systèmes capteurs de $PM_{2,5}$ basés sur des techniques optiques de mesure, plus précisément sur la diffusion de la lumière. Il existe de multiples dispositifs au design très différents. La norme décrit le protocole d'essai et les objectifs de qualité des données, nécessaires à l'évaluation et à la classification des systèmes capteurs destinés aux mesures réglementaires en air ambiant (mesures indicatives et objectives). Cette norme ne présente pas de données de validation couvrant l'intervalle de 0,1 à 2 fois la VGAI-LT. La revue de la littérature n'a pas permis d'identifier de

données de validation complètes. Les données disponibles concernent principalement les limites de détection / quantification, la justesse des mesures par rapport aux méthodes de référence et l'influence des paramètres environnementaux, notamment l'humidité relative. Les limites de détection rapportées dans la littérature pour les systèmes capteurs commerciaux basés sur la diffusion de la lumière se situent typiquement entre quelques $\mu g.m^{-3}$ et plusieurs dizaines de $\mu g.m^{-3}$ selon les modèles.

3.3. Conclusions du CES Air

Le CES « Air » conclut que :

- Les particules de l'air intérieur proviennent à la fois de sources d'émission intérieures et de la pollution de l'air extérieur (infiltration et pénétration des particules de l'air extérieur dans les locaux), bien que les apports par l'air extérieur n'expliquent qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur.
- Les données disponibles montrent une diminution au cours des 20 dernières années des concentrations de particules dont les particules fines ($PM_{2,5}$) dans les environnements intérieurs. Dans les logements, les données des deux éditions de la Campagne nationale logements (CNL1 et 2), conduites dans des échantillons de logements représentatifs du parc de logements français, rapportent respectivement des concentrations médianes en $PM_{2,5}$ de 19,1 $\mu g.m^{-3}$ (2003-2005) et de 13,2 $\mu g.m^{-3}$ (2020-2023), cette baisse de 33% étant significative (OQEI, 2025). Des dépassements de la VGAI-LT de 9 $\mu g.m^{-3}$ sont constatés dans plus de 75% des logements d'après les résultats de la CNL2.

Concernant les méthodes de mesure de concentration des $PM_{2,5}$ pour la comparaison à la VGAI-LT proposée, le CES « Air » conclut que, parmi les cinq méthodes de mesure évaluées :

- Seule la méthode A mettant en œuvre un prélèvement actif par filtration suivi d'une analyse gravimétrique est partiellement validée pour la comparaison des mesures à la VGAI-LT et classée en catégorie 1B, à condition d'utiliser un préleveur de référence (ou équivalent) fonctionnant à 2,3 $m^3.h^{-1}$ (soit 38 $L.min^{-1}$) comme défini dans la norme NF EN 12341, de faire des prélèvements de 24h répétés sur 7 jours consécutifs, de restreindre cette méthode aux locaux suffisamment grands[12] et de faire en sorte que le fonctionnement du dispositif de prélèvement ne représente pas une gêne pour les occupants. Un préleveur de type PEM ou de conception similaire conçu pour fonctionner à 4 $L.min^{-1}$ peut être utilisé en adaptant la durée de prélèvement à un minimum de 4,5 jours. La méthode avec ce dispositif de prélèvement est classée en catégorie 2.
- Les méthodes B, C, D et E ne sont pas validés ou non évaluables.
    - la méthode B mettant en œuvre un prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie et une analyse par gravimétrie est plutôt dédiée à l'analyse chimique dans différentes fractions granulométriques, et est classée en catégorie 3.
    - Les méthodes C (systèmes automatisés de mesure) et D (méthode par diffusion laser et par néphélométrie) sont classées en catégorie 3 du fait de limites de quantification supérieures à 0,1 fois la VGAI-LT.

[12] En considérant une hauteur standard de 2,5 m, cela correspond à une pièce d'environ 9m² *a minima*

- La méthode E mettant en œuvre des systèmes capteurs n'est pas évaluable, classée en catégorie 3*, du fait de l'absence de données de validation complètes et fiables et de la dépendance des performances de ces systèmes aux milieux dans lesquels ils sont déployés.

3.4. Recommandations du CES Air

Pour mesurer la concentration massique des $PM_{2,5}$ de l'air intérieur, dans un objectif de comparaison à la VGAI-LT proposée, le CES « Air » recommande la méthode A consistant à effectuer un prélèvement actif par filtration suivi d'une analyse gravimétrique.

Le préleveur de référence (ou démontré équivalent) fonctionnant à 2,3 $m^3.h^{-1}$ tel que défini dans la norme NF EN 12341 est recommandé dans les conditions suivantes :

- Le volume de l'environnement intérieur étudié doit être supérieur à 23 m^3 environ[13]
- Une durée de prélèvement de 24h doit être répétée sur 7 jours
- Le laboratoire doit s'assurer que les blancs de terrain présentent une masse résiduelle de $PM_{2,5}$ inférieure ou égale à 50 µg.

Quand ces conditions ne sont pas réunies, ou quand le fonctionnement du dispositif de prélèvement représente une gêne (bruit, encombrement) pour les occupants, il est recommandé d'utiliser un préleveur de type PEM ou de conception similaire conçu pour fonctionner à 4 $L.min^{-1}$ en adaptant la durée de prélèvement à un minimum de 4,5 jours et en faisant l'analyse gravimétrique avec une balance de très haute précision.

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 des CES « Valeurs sanitaires de référence » et « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » présentées ci-dessus.

L'Agence rappelle qu'une valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) propose une référence s'appuyant exclusivement sur des critères sanitaires et destinée à protéger la population générale des effets sanitaires liés à une exposition à la pollution d'un contaminant de l'air par inhalation. Les VGAI sont destinées, en premier lieu, aux pouvoirs publics afin qu'ils fixent des valeurs de gestion du risque.

L'Anses souligne que les environnements intérieurs présentent des profils de pollution aux particules différents de l'air extérieur, tant en termes de sources que de dynamique d'exposition. Cela se traduit notamment par : des compositions physico-chimiques non équivalentes, des temps plus importants passés dans les environnements intérieurs, des cinétiques de pollution différentes (ex : pics distincts liés à des activités différentes), une faible part de la variabilité des concentrations en $PM_{2,5}$ en air intérieur expliquée par l'air extérieur et des variations différentes des concentrations d'exposition utilisées dans les études épidémiologiques. De ce fait l'expertise menée conduit à retenir de dériver des VGAI spécifiques basées sur des données épidémiologiques propres aux environnements intérieurs, plutôt que de transposer des valeurs guides établies à partir de mesures en air extérieur.

[13] Ce qui correspond à une surface de 9 m^2 et une hauteur standard de 2,5 m

En intégrant les nouvelles connaissances sur les effets spécifiques des particules de l'air intérieur, l'Anses propose une VGAI de 9 $\mu g.m^{-3}$ pour protéger de l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$ en environnement intérieur, valeur en évolution par rapport à celle recommandée en 2010.

Cette VGAI a été élaborée grâce à une approche par faisceau de preuves intégrant les résultats de plusieurs études indépendantes. Ces études ont été conduites dans des logements et des écoles. L'Agence rappelle qu'en principe, les VGAI ne sont pas associées à un environnement intérieur spécifique. Cependant, l'utilisation de cette valeur n'est pas recommandée dans le cas de pollutions particulaires spécifiques, dont la nature pourrait s'avérer éloignée de celle des logements et des écoles, comme par exemple les enceintes ferroviaires souterraines. L'Anses précise qu'elle a proposé des indicateurs de qualité de l'air en 2022 pour les enceintes ferroviaires souterraines pour aider à la surveillance de la qualité de l'air en vue de réduire l'exposition des usagers.

La méthode de mesure recommandée pour la comparaison à la VGAI de 9 $\mu g.m^{-3}$, avec utilisation d'un préleveur de référence (ou démontré équivalent), est également celle déployée dans le cadre de la surveillance des particules dans l'air ambiant. L'Anses souligne que cette méthode, bien que validée, présente des contraintes à prendre en compte (volume de la pièce suffisant, répétition des prélèvements sur 7 jours, bruit, encombrement) lors de sa mise en œuvre dans des environnements intérieurs. La mise en œuvre de cette méthode avec un préleveur de type PEM ou de conception similaire conçu pour fonctionner à un débit de 4 $L.min^{-1}$ permet de pallier ces contraintes, mais la méthode est alors considérée comme indicative notamment du fait d'une incertitude sur l'efficacité de collecte vis-à-vis de la définition conventionnelle de la fraction $PM_{2,5}$.

Pour le Directeur général
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de
l'alimentation, de l'environnement et du travail
et par délégation
Le Directeur général délégué
en charge du Pôle Sciences pour l'expertise

Matthieu SCHULER

Gilles SALVAT

MOTS-CLÉS

Valeur guide de qualité de l'air intérieur, VGAI, particules de l'air intérieur, $PM_{2,5}$, PM_{10}, effets respiratoires, métrologie, méthodes de mesure, logements, écoles, expertise

Air quality guideline, IAQG, indoor particulate matter, respiratory health effect, $PM_{2,5}$, PM_{10}, metrology, dwellings, schools, expert assessment

CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2026). Valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour les particules de l'air intérieur. Saisine 2025-SA-0065. Maisons-Alfort : Anses, 28 p.

ANNEXE 1 : EVALUATION DES ETUDES PAR CLASSE D'EXPOSITION

Annexe 1a: Évaluation des études par classes d'exposition – $PM_{2,5}$

Référence	Type d'étude	Population	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais (++ ; + ; - ; - - ; NR)			
					biais de sélection	biais de confusion	biais dans l'évaluation de l'exposition	biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Flamant-Hulin *et al.* (2010)	Transversale	Enfants	2	2	-	-	-	+
Raaschou-Nielsen *et al.* (2010)	Cohorte	Enfants	2	2	-	+	+	-
Franck *et al.* (2011)	Cohorte	Enfants	2	2	+	-	--	-
Annesi-Maesano *et al.* (2012)	Transversale	Enfants	2	2	+	-	+	-
Balmes *et al.* (2014)	Cohorte prospective	Adultes	2	2	+	+	-	+
Woods *et al.* (2014)	Cohorte	Enfants	2	1	-	+	--	+
Madureira *et al.* (2015)	Transversale	Enfants	2	2	-	-	+	+
Madureira *et al.* (2016)	Cas-témoins	Enfants	2	2	-	-	+	+
Mendes *et al.* (2016)	Transversale	Adultes (personnes âgées)	2	2	-	+	+	+
Sa *et al*. (2019)	Transversale	Enfants	2	2	++	--	-	-
Sasso *et al.* (2019)	Transversale	Enfants	2	2	-	--	-	+
Maesano *et al.* (2019)	Transversale	Adultes (fermiers)	2	2	NR	-	-	+
Baloch *et al.* (2020)	Transversale	Enfants	2	2	+	-	-	-
Branco *et al.* (2020)	Transversale	Enfants	2	2	++	+	-	+
Kim *et al*. (2021)	Panel	Adultes	2	1	+	-	+	NR
Szabados *et al.* (2022)	Transversale	Enfants	2	2	-	+	+	-
Hansel *et al.* (2023)	Cohorte	Adultes	3	2	-	++	-	+

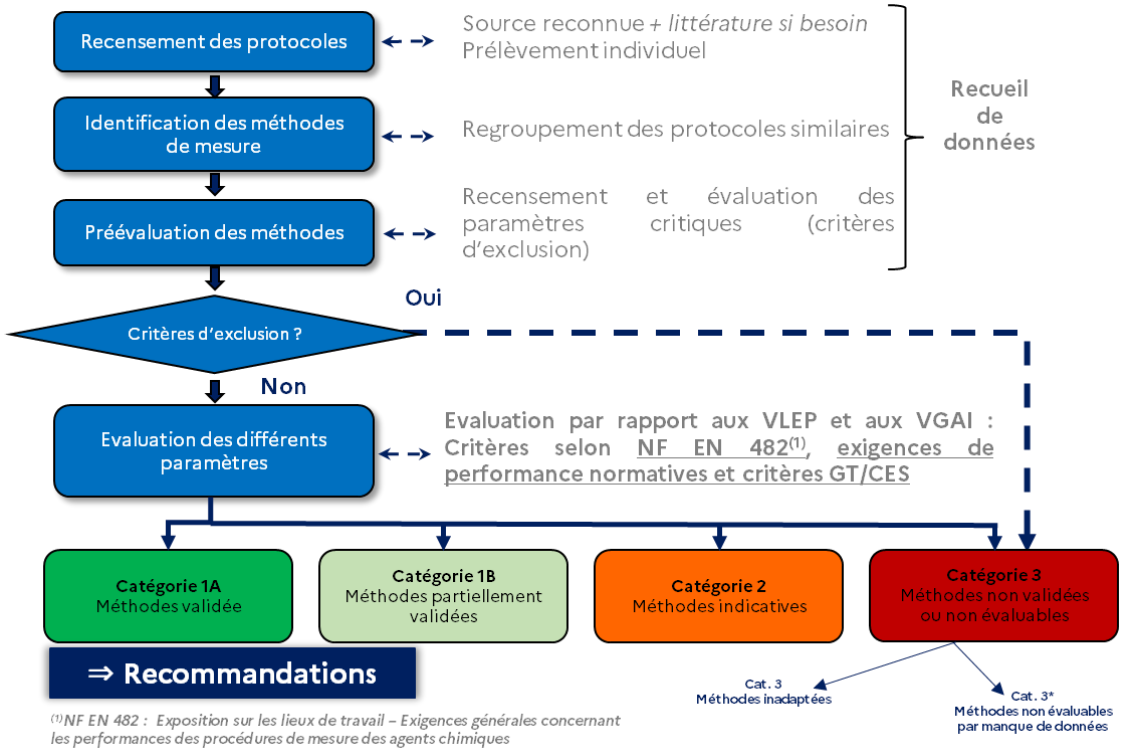
NR : non renseignable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication. La cotation de la confiance initiale dans l'étude (score de 0 à 4) est obtenue en répondant à quatre questions définissant des caractéristiques clés en termes de design d'étude : l'exposition est-elle contrôlée ? l'exposition précède-t-elle l'effet ? des données individuelles pour l'effet sont-elles disponibles ? existe-t-il un groupe de comparaison ? L'adéquation de l'étude aux objectifs de l'expertise (i.e. à la dérivation de VGAI) (score de 0 à 2) se base sur la pertinence des indicateurs, de l'exposition, du groupe d'étude etc.

Annexe 1b : Évaluation des études par classes d'exposition – PM_{10}

Référence	Type d'étude	Population	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais (++ ; + ; - ; - - ; NR)			
					biais de sélection	biais de confusion	biais dans l'évaluation de l'exposition	biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Branco *et al.* 2020	Transversale	Enfants	2	2	++	+	-	+
Madureira *et al.* 2015	Transversale	Enfants	2	2	-	-	+	+
Madureira *et al.* 2016	Cas-témoins	Enfants	2	2	-	-	+	+
Franck et al. 2011	Cohorte	Enfants	2	2	+	-	--	-
Kim et al. 2021	Panel	Adultes	2	1	+	-	+	NR
Bentayeb et al. 2015	Transversale	Adultes (personnes âgées)	2	2	+	++	+	+
Mendes et al. 2016	Transversale	Adultes (personnes agées)	2	2	-	+	+	+
Maesano et al. 2019	Transversale	Adultes (fermiers)	0	2	NR	-	-	+
Simoni et al. 2010	Transversale	Enfants	2	2	NR	+	--	+

NR : non renseignable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication. La cotation de la confiance initiale dans l'étude (score de 0 à 4) est obtenue en répondant à quatre questions définissant des caractéristiques clés en termes de design d'étude : l'exposition est-elle contrôlée ? l'exposition précède-t-elle l'effet ? des données individuelles pour l'effet sont-elles disponibles ? existe-t-il un groupe de comparaison ? L'adéquation de l'étude aux objectifs de l'expertise (i.e. à la dérivation de VGAI) (score de 0 à 2) se base sur la pertinence des indicateurs, de l'exposition, du groupe d'étude etc.

ANNEXE 2 : PRINCIPE GENERAL DE L'EVALUATION DES METHODES DE MESURE



(1) *NF EN 482 : Exposition sur les lieux de travail – Exigences générales concernant les performances des procédures de mesure des agents chimiques*

ANNEXE 3 : CLASSEMENT DES METHODES DE MESURE

Tableau 3 : Classement des méthodes de mesure de concentration de $PM_{2,5}$ dans l'air pour la comparaison à la VGAI-LT

Méthodes		Protocoles	Classement pour le contrôle de la VGAI-LT (9 µg.m^{-3})
A	Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie	NF EN 12341 (2023)	1B (Préleveur de référence ou équivalent)
		ISO 16000-37 (2019) US EPA IO-2.3 (1999) US EPA IP-10A (1990)	2 (autres préleveurs à un débit de 4 L.min^{-1} sur 24h)
B	Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie, analyse par gravimétrie	NF EN ISO-23210 (2009) US EPA IO-2.2 (1999)	3
C	Systèmes automatisés de mesure	NF EN 16450 (2017)	3
D	Systèmes par diffusion laser et par néphélométrie	ISO 21501-1 (2009) ISO 21501-2 (2019) ISO 21501-3 (2019) ISO 21501-4 (2023)	3
E	Systèmes capteurs	XP CEN TS 17 660 -2 (2024)	3*

NOTE : Catégorie 1A : méthodes validées, Catégorie 1B : méthodes partiellement validées, Catégorie 2 : méthodes indicatives, Catégorie 3 : méthodes inadaptées, Catégorie 3(*) : méthodes non évaluables par manque de données.

Valeurs guides de qualité d'air intérieur

Particules de l'air intérieur

Saisine « n°2025-MPEX-0065 VGAI PM »
Saisine liée « n°2025-SA-143 »

RAPPORT
d'expertise collective

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

Comité d'experts spécialisé « Valeurs sanitaires de référence »

Groupe de travail « Valeurs guides de qualité d'air intérieur pour les particules »

Groupe de travail « Métrologie »

Janvier 2026

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 : +33 (0)1 49 77 13 50 — www.anses.fr

Citation suggérée

Anses. (2026). Mise à jour des connaissances et proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur pour les particules. Saisine 2025-MPEX-0065. Maisons-Alfort : Anses, 28 p.

Anses. (2026). Valeurs guides de qualité de l'air intérieur : particules de l'air intérieur. Saisine 2025-MPEX-0065. Maisons-Alfort : Anses, 189 p.

Mots clés

Valeur guide de qualité de l'air intérieur, VGAI, particules de l'air intérieur, $PM_{2,5}$, PM_{10}, effets respiratoires, métrologie, méthodes de mesure, logements, écoles, expertise

Air quality guideline, IAQG, indoor particulate matter, respiratory health effect, $PM_{2,5}$, PM_{10}, metrology, dwellings, schools, expert assessment

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.

POUR LA PARTIE A DU RAPPORT

GROUPE DE TRAVAIL

Membres

Mme Sabyne AUDIGNON – Ingénieur hospitalier, Centre Hospitalier Universitaire de Bordeaux – métrologie, expologie, épidémiologie environnementale.

Mme Claire DEMOURY – Collaboratrice scientifique, Sciensano (Institut Belge de Santé) – épidémiologie.

Mme Céline RODA – Maître de conférences, Université Paris Cité – épidémiologie, évaluation et gestion des risques environnementaux et professionnels, biologie cellulaire et physiologie.

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

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

- CES « Valeurs sanitaires de référence » – 10/04/2024, 26/05/2025, 25/09/2025

Président

M. Jérôme THIREAU – PhD, Chargé de recherche au CNRS - Compétences : physiologie animale, électrophysiologie, biologie cellulaire, cardiotoxicité

Vice-président

Mme Maylis TELLE-LAMBERTON – Epidémiologiste, statisticienne à l'ORS Ile de France – Compétences : épidémiologie, risques professionnels, statistiques

Membres

M. Marc BARIL – Professeur associé à l'Université de Montréal – Compétences : Chimiste toxicologue, hygiène industrielle

Mme Michèle BISSON – Toxicologue Responsable d'étude à l'INERIS – Compétences : pharmacien toxicologue, valeurs toxicologiques de référence, évaluation des risques sanitaires

M. Nicolas CHEVALIER – Professeur des universités, praticien hospitalier au CHU de Nice – Compétences : médecine, endocrinologie, thyroïde, métabolisme, épidémiologie, diabète

M. Mihai Ciprian CIRTIU – Conseiller scientifique spécialisé à l'INSPQ et professeur associé à l'Université Laval et l'Université du Québec à Trois-Rivières – Compétences : toxicologie, biométrologie, chimie, développement et validation de méthodes, nanomatériaux ; Démission en mars 2025

Mme Fatiha EL-GHISSASSI – Retraitée du Centre International de Recherche sur le Cancer – Compétences : biochimie, spécialisée en cancérogénèse et génotoxicité

M. Claude EMOND – Professeur associé – École de santé publique, Université de Montréal, Département de santé environnementale et santé au travail – Compétences : toxicologie, modèle PBPK, toxicocinétique, nanotoxicologie, perturbateurs endocriniens

M. Robert GARNIER – Médecin toxicologue, Paris – Compétences : toxicologie médicale, santé au travail, santé environnementale

M. Kevin HOGEVEEN – Toxicologue, Anses – Fougères, Toxicologie des Contaminants – Compétences : toxicologie, génotoxicité, hépatotoxicité, toxicologie *in vitro*

Mme Yuriko IWATSUBO – Retraitée de Santé publique France – Compétences : épidémiologie des risques professionnels

M. Jérôme LANGRAND – Praticien hospitalier, Chef de Service du centre antipoison de Paris, AP-HP Hôpital Fernand-Widal, Centre antipoison de Paris – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie professionnelle, pathologies environnementales et professionnelles, toxines

M. Fabrice MICHIELS – Médecin du travail / toxicologue au Service de prévention et santé au travail de Corrèze et de Dordogne (SPST 19-24) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle et environnementale

Mme Gladys MIREY – Directrice de recherche en toxicologie, Responsable de l'équipe Génotoxicité & Signalisation, INRAE UMR TOXALIM – Compétences : toxicologie cellulaire, génotoxicité, mécanismes d'action, contaminants, modèles d'étude / méthodes alternatives, effets des mélanges

Mme Christelle MONTEIL – Professeure de Toxicologie à l'Université de Rouen Normandie – Compétences : impact sanitaire, toxicologie expérimentale, toxicologie cardio-respiratoire

M. Johnny MORETTO – Maître de conférences en Physiologie Université de Franche-Comté – Compétences : pharmacocinétique, physiologie, pharmacologie, biochimie

M. Luc MULTIGNER – Directeur de recherche, INSERM U1085 à l'IRSET – Compétences : épidémiologie, perturbateurs endocriniens, pathologies des fonctions et des organes de la reproduction

Mme Nadia NIKOLOVA-PAVAGEAU – Conseiller médical à l'INRS – Compétences : médecine du travail, toxicologie médicale, indicateurs biologiques d'exposition

Mme Magali OLIVA-LABADIE – Praticien hospitalier, Chef de Service, CHU de Bordeaux, Hôpital Pellegrin, Centre hospitalier universitaire, Centre Antipoison de Nouvelle Aquitaine – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie environnementale, toxines

M. Stéphane PERSONNE – Evaluateur pharmacovigilance à l'ANSM – Compétences : toxicologie générale, toxicologie expérimentale, toxicocinétique, PBPK

M. Renaud PERSOONS – Praticien Hospitalier au CHU de Grenoble et Enseignant à l'Université Grenoble Alpes – Compétences : surveillance biologique, toxicologie, analyses de toxiques, métrologie

M. Julien ROUSSEL – Enseignant chercheur à l'Université de Montpellier – Compétences : pharmacologie, physiopathologie, neurobiologie, électrophysiologie, métabolisme

M. Rachid SOULIMANI – Professeur des Universités et responsable du site Neurotox, Université de Lorraine – Compétences : neurotoxicologie, exposome, multi-exposition, risque sanitaire

M. Antoine VILLA – Praticien hospitalier, médecin du travail, Hôpital de la Timone, Marseille – Compétences : Pathologies professionnelles, toxicologie, médecine, expologie, biosurveillance, fibres d'amiante, agents cytotoxiques ; Démission en juillet 2025

Mme Maeva WENDREMAIRE – Maître de conférences à l'Université de Bourgogne – Compétences : toxicologie, reprotoxicité, pharmacologie, toxicologie analytique.

POUR LA PARTIE B DU RAPPORT

GROUPE DE TRAVAIL « METROLOGIE »

Président

M. Benoît OURY – Retraité de l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) (Responsable d'études au laboratoire de chimie analytique organique) – Compétences : métrologie, hygiène industrielle, chimie organique

Vice-président

M. Olivier RAMALHO - Ingénieur de recherche qualité de l'air intérieur au Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) et chef de mission à l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) - Compétences : métrologie de terrain, chimie analytique, air intérieur, COV, particules

Membres

M. Fabrice ALLIOT - Ingénieur d'études en analyse chimique (École Pratique des Hautes Études) – Compétences : qualité de l'air, analyse chimique, perturbateurs endocriniens, échantillonnage de l'air.

M. Christophe DEBERT – Responsable du service métrologie et Innovation (AirParif) – Compétences : qualité de l'air, mesure de débit, aérosols, gaz, matériaux de référence.

Mme Nadine FOURRIER – Ingénieur Divisionnaire (Ville de Paris) – Compétences : métrologie, qualité de l'air, analyse.

Mme Tatiana MACE - Cheffe de département (Laboratoire National de Métrologie et d'Essais (LNE)) – Compétences : métrologie, traçabilité, incertitude, normes, étalonnage.

M. Fabien MERCIER – Ingénieur de recherche (Ecole des hautes études en santé publique / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé) – Compétences : métrologie des polluants organiques, méthodes d'analyse, air intérieur et poussières intérieures.

M. Grégory PLATEEL - Responsable de laboratoire (Centre Universitaire Romand de Médecine Légale (CURML)) – Compétences : exposition professionnelle et environnementale, qualité de l'air intérieur, biomonitoring.

Mme Caroline RIO – Responsable Laboratoire Interrégional de Chimie (LIC) – Compétences : Chimie physique - aérosol organique - métrologie - air intérieur - Santé environnement

Mme Dominique SAURAT – Cheffe de la division dosimétrie (Ministère des Armées) – Compétences : chimie analytique, échantillonnage, air intérieur, exposomique, radionucléides.

Mme Sophie SOBANSKA – Directrice de recherche (Centre national de la recherche scientifique (CNRS)) – Compétences : Physico-chimie – Chimie atmosphérique - Particules - Métaux

M. Guénaël THIAULT – Chef de division (LCPP) – Compétences : métrologie, chimie analytique, qualité de l'air

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

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

- CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » – 11/12/2025, 23/01/2026

Présidente

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection) – Compétences : expologie, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires

Vice-président

M. Fabrice LERAY – Ingénieur-conseil (Caisse d'assurance retraite et de la santé au travail Pays de la Loire) – Compétences : hygiène industrielle, expositions professionnelles, toxicologie et métrologie des polluants, amiante

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Pharmacie, Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie, environnement, modèles expérimentaux *in vitro*

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche émérite (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et impacts sur la pollution de l'air, émissions de polluants des véhicules et du trafic, métrologie et méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux

Mme Sylvie CASSADOU – Médecin épidémiologiste retraitée (Observatoire régional de santé Occitanie) – Compétences : épidémiologie, évaluation quantitative des impacts sur la santé

Mme Laureline COATES – Conseiller médical en santé au travail (Institut national de recherche et de sécurité) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) – Compétences : surveillance de la qualité de l'air, caractérisation des émissions atmosphériques, réglementations et plans d'actions

Mme Élodie GUIGON – Maître de conférences (école Pratique des Hautes études) – Compétences : contamination de l'environnement, transferts environnementaux, micropolluants organiques dans l'atmosphère

M. Sébastien HULO – Professeur des Universités - Praticien hospitalier (PU-PH, Centre hospitalier universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : pathologies pulmonaires d'origine professionnelle, explorations fonctionnelles respiratoires

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail) – Compétences : épidémiologie, pollution atmosphérique

M. Hervé LABORDE-CASTEROT – Praticien hospitalier (Assistance publique-Hôpitaux de Paris Hôpital Fernand Widal, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie

M. Claude Lambré – Retraité (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : immunologie, évaluation des risques sanitaires, toxicologie des produits chimiques

Mme Juliette LARBRE – Cheffe de service (Service des Laboratoires de Santé Environnementale, Mairie de Paris) – Compétences : prélèvements et analyses dans l'air, exposition

Mme. Barbara LE BOT – Professeur des Universités (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, Unité mixte de recherche 1085) – Compétences : contamination de l'environnement intérieur, qualité de l'air et des poussières sédimentées, évaluation des expositions

M. Christophe LEROYER – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Brest, Université de Bretagne Occidentale) – Compétences : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive, environnement

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de Recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Centre de recherche en Épidémiologie et Santé des populations U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire

Mme Anne OPPLIGER – Retraitée (Département Santé au Travail et Environnement, Unisanté, Lausanne) – Compétences : Santé au Travail, bioaérosols, risques biologiques, zoonoses, One Health

M. Jérémie POURCHEZ – Directeur de recherche (École Nationale Supérieure des Mines de Saint-étienne, Département « Activité Biologique des Particules Inhalées », Inserm Sainbiose U1059) – Compétences : toxicologie, métrologie des aérosols, nanomatériaux

Mme Delphine PRAUD – Chercheuse en épidémiologie environnementale (Centre Léon Bérard à Lyon) – Compétences : épidémiologie, caractérisation des expositions, pollution atmosphérique, cancers

Mme Anastasia SAADE – Médecin chercheur (Centre hospitalier universitaire de Rennes, Université de Rennes, Institut de Recherche en Santé, Environnement et Travail) – Compétences : évaluation et prévention du risque infectieux, pathologies professionnelles infectieuses à transmission aérienne

Mme Audrey SMARGIASSI – Professeur titulaire et chercheuse (Université de Montréal et Institut National de Santé Publique du Québec) – Compétences : expologie, effets respiratoires des polluants atmosphériques, évaluation quantitative des risques sanitaires

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques – Anses

Mme Diane LE BAYON – Coordinatrice d'expertise, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques – Anses

Contribution scientifique

Mme Célia BENRABAH – Chargée de projets, Observatoire de la Qualité des Environnements Intérieurs, Direction de l'évaluation des risques - Anses

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques - Anses

M. Matteo REDAELLI – Coordinateur d'expertise, Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Direction de l'évaluation des risques - Anses

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI – Anses

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AU(X) COLLECTIF(S)

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) / Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) pour la fourniture des données CHIMERE, pour la période 2020–2022.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants 3
Liste des tableaux 15
Liste des figures 16
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise 17
1.1 Contexte 17
1.2 Objet de la saisine 18
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation 19
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts 19
2 Informations générales 20
2.1 Identification de la substance 20
2.2 Règlementation 20
2.3 Sources d'émission 21
2.3.1 Sources liées au milieu intérieur 21
2.3.2 Sources liées au milieu extérieur 22
2.4 Données de concentration dans l'air 23
2.4.1 Concentrations dans l'air intérieur 23
2.4.2 Ratio des concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées dans l'air intérieur 28
2.4.3 Concentrations dans l'air extérieur 29
2.4.4 Ratios des concentrations intérieures/extérieures 30
Partie A du CES VSR : Proposition des VGAI 34
3 Synthèse des données sanitaires 35
3.1 Effets des particules de l'air extérieur 35
3.2 Toxicocinétique 37
3.3 Effets sanitaires des particules de l'air intérieur 38
3.3.1 Méthode de travail 38
3.3.2 Effets respiratoires des particules de l'air intérieur 41
3.3.3 Effets cardiovasculaires des particules de l'air intérieur 64
3.3.4 Effets sur les fonctions cognitives et neurologiques 66
3.3.5 Effets sur la reproduction et le développement 68
3.3.6 Cancérogénicité des particules de l'air intérieur 68
3.4 Populations sensibles 68
4 Valeurs guides et VTR par voie respiratoire existantes 70
4.1 Valeurs guides applicables aux particules de l'air intérieur 70
4.1.1 Valeurs guides de l'OMS (2021) 70
4.1.2 Valeurs recommandées par le HCSP 72

4.1.3 Autres valeurs guides....72
4.1.4 VTR par voie respiratoire....83
5 Mise à jour des VGAI françaises....84
5.1 Valeurs guides proposées précédemment par l'Anses (2010)....84
5.2 Nouvelles VGAI françaises....84
5.2.1 Choix de l'effet critique....84
5.2.2 Choix de l'hypothèse de construction....85
5.2.3 Analyse des valeurs guides et VTR existantes....86
5.2.4 Construction de VGAI....87
Partie B du CES Air : Évaluation des méthodes de mesure....112
6 Méthodes de mesure dans l'air intérieur....113
6.1 Recensement des méthodes de mesure....113
6.1.1 Méthodes de mesure disponibles....113
6.1.2 Généralités sur les méthodes de mesure optiques....114
6.2 Evaluation détaillée des méthodes de mesure pour la comparaison aux VGAI....117
6.2.1 Méthode A : Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie....119
6.2.2 Méthode B : Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie et analyse par gravimétrie....130
6.2.3 Méthode C : Systèmes automatisés de mesure....132
6.2.4 Méthode D : Méthode par diffusion laser et par néphélométrie....135
6.2.5 Méthode E : Systèmes capteurs....136
6.3 Conclusion du groupe de travail....138
7 Bibliographie....140
7.1 Publications....140
7.2 Normes....151
7.3 Législation et réglementation....152
Annexe 1 : Lettre de saisine n° « 2025-SA-143 »....154
Annexe 2 : Equations de recherche bibliographique : partie « effets sanitaires »....156
Annexe 3 : Grille d'analyse des études épidémiologiques....157
Annexe 4 : Définition du niveau de confiance initial des études....158
Annexe 5 : Définitions des cotations du risque de biais (en réponse aux questions de la grille)....159
Annexe 6 : Grille d'évaluation des risques de biais des études....160
Annexe 7 : Equations de recherche bibliographique : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode D et E).....162
Annexe 8 : Analyse des études : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode D et E)....163

Annexe 9 : Support technique : présentation détaillée des méthodes de mesure des $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur.....168

Annexe 10 : Liste des systèmes de prélèvement séquentiel de la fraction massique PM2,5 sur filtre avec gravimétrie en différé conformes à la méthode de référence : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode A).....181

Sigles et abréviations

Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
BC	Carbone suie *(Black carbon)*
BPCO	Bronchopneumopathie chronique obstructive
CES	Comité d'experts spécialisé
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CNL	Campagne nationale logements
COV	Composé organique volatil
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
CVF	Capacité vitale forcée
DEM	Débit expiratoire maximal
DEP	Débit expiratoire de pointe
DG SANCO	Direction générale de la Commission européenne pour la santé et la protection des consommateurs
DNEL	Dose dérivée sans effet (*Derived no effect level*)
ERP	Établissement recevant du public
ESMS	Établissements sanitaires et médico-sociaux
FeNO	Fraction de monoxyde d'azote expiré (*Fractional exhaled nitric oxide*)
GT	Groupe de travail
HCSP	Haut conseil de santé publique
HQE	Haute qualité environnementale
IC	Intervalle de confiance
IQR	Intervalle interquartile
ISAAC	Outil standardisé international pour évaluer l'asthme et les allergies chez l'enfant et l'adolescent (*International Study of Asthma and Allergies in Childhood*)
LCSQA	Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air
LD	Limite de détection
LQ	Limite de quantification
MEM	Préleveur d'exposition micro-environnementale (*Micro-environmental monitoring*)
NASEM	Académies nationales des sciences, d'ingénierie et de médecine (*National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine*)
OMS	Organisation mondiale de la santé
OQAI	Observatoire de la qualité de l'air intérieur
OQEI	Observatoire de la qualité des environnements intérieur
OR	Odd ratio
PECO	Population, exposition, comparaison, résultat (*Population, exposure, comparison, outcome*)
PEM	Préleveur d'exposition personnelle (*Personal exposure monitoring*)
PM	Matière particulaire (*particulate matter*)
PNSE	Plan national santé environnement
PRISMA	Éléments de rapport préférés pour les revues systématiques et les méta-analyse (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*)
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
PUF	Particules ultrafines
QAI	Qualité de l'air intérieur
SBM	Syndrome du bâtiment malsain (*Sick building syndrom*)
SPF	Santé publique France

US EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis (*US Environmental protection agency*)
VAR	Valeur d'action rapide
VEMS	Volume Expiratoire Maximal en 1 Seconde
VGAI	Valeur guide de qualité de l'air intérieur
VGPI	Valeur guide de qualité des poussières intérieures
VLB	Valeur limite biologique
VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
VR	Valeur repère
VTR	Valeur toxicologique de référence

Liste des tableaux

Tableau 1: Synthèse des concentrations en $PM_{2,5}$ et en PM_{10} mesurées dans l'air intérieur .25

Tableau 2 : Distribution du ratio $PM_{2,5}$ *versus* PM_{10} dans l'air intérieur des logements de la campagne CNL1 (Source des données : OQAI 2006 ; traitement des données : Anses).....28

Tableau 3 : Concentrations moyennes annuelles ($\mu g.m^{-3}$) en $PM_{2,5}$ dans l'air extérieur pour l'année 2024 (source : Géodair) 29

Tableau 4 : Concentrations moyennes annuelles ($\mu g.m^{-3}$) en PM_{10} dans l'air extérieur pour l'année 2024 (source : Géodair) 29

Tableau 5 : Caractéristiques des données de concentrations $PM_{2,5}$ dans l'air à l'extérieur des logements.....30

Tableau 6 : Distributions de la concentration en $PM_{2,5}$ ($\mu g.m^{-3}$) dans l'air des logements, de la concentration extérieure en $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) dans la zone géographique des logements et des ratios des concentrations intérieures sur extérieures (n=515).....32

Tableau 7 : Synthèse des effets sur la santé associés aux particules fines ($PM_{2,5}$) (Anses 2025) 36

Tableau 8 : Critères PECO utilisés pour la recherche bibliographique.....39

Tableau 9 : Description des études épidémiologiques portant sur les effets respiratoires des PM_{10} et des $PM_{2,5}$ 51

Tableau 10 : Valeurs d'aide à la gestion recommandée par le HCSP en 2013 pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ 72

Tableau 11 : Valeurs guides recommandées pour les $PM_{2,5}$.....76

Tableau 12 : valeurs guides recommandées pour les PM_{10} 79

Tableau 13 : Evaluation des études par classes d'exposition – $PM_{2,5}$.....95

Tableau 14 : Résultats de l'évaluation des études par classes d'exposition selon l'évènement de santé respiratoire analysé ($PM_{2,5}$).....96

Tableau 15 : Evaluation des études par classes d'exposition – PM_{10} 101

Tableau 16 : Résultats de l'évaluation des études par classes d'exposition selon l'évènement de santé respiratoire analysé (PM_{10}) 103

Tableau 17 : Etudes rapportant des associations significatives entre l'exposition aux plus faibles concentrations de $PM_{2,5}$ et la survenue d'effets respiratoires.....108

Tableau 18 : Méthodes de mesures de la concentration en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur recensées 114

Tableau 19 : Evaluation des méthodes de mesure pour la comparaison à la VGAI 118

Tableau 20 : Spécifications des têtes de prélèvements 122

Tableau 21 : Exigences de la norme NF EN 16450 : 2017 134

Tableau 22 : Méthodes recommandées par le Groupe de travail Métrologie (remplissage vert) 139

Liste des figures

Figure 1 : Etude de corrélation entre les concentrations $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans l'air intérieur des logements de la campagne CNL1 (Source des données : OQAI 2006 ; traitement des données : Anses) 28

Figure 2 : Modélisation du dépôt des particules inhalées dans l'appareil respiratoire en fonction de leurs tailles (respiration nasale) (Oberdörster, Oberdörster et Oberdörster 2005).....38

Figure 3 : Sélection des études inclues dans la synthèse.....41

Figure 4 : Probabilité prédite d'infections broncho-pulmonaires récurrentes (≥ 5 épisodes traités par un médecin durant le suivi) reliée à l'exposition prénatale ($PM_{2,5}$ en $\mu g.m^{-3}$, ln-transformé) (Jedrychowski *et al.* 2013).....85

Figure 5 : Associations entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures et les effets respiratoires...107

Figure 6 : Principe général (Anses 2025b).....113

Figure 7 : Principe de la photométrie.....115

Figure 8 : Principe de la néphélométrie 115

Figure 9 : Ecart entre particule réelle et diamètre aérodynamique.....115

Figure 10 : Domaine de validité et limite de quantification des différents protocoles et options de mesure des particules (fraction $PM_{2,5}$) pour la méthode A 119

Figure 11 : Schéma de principe d'un étage d'impacteur (adapté de Renoux et Boulaud, 1998) 121

Figure 12: Efficacité de collecte du préleveur de référence (NF EN 12341) et efficacité d'impaction d'une tête Chempass PEMS fonctionnant à 1,8 $L.min^{-1}$ (source Rupprecht & Pataschnick).....123

Figure 13 : Exemples d'impacteurs en cascade (méthode B) 131

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

1.1 Contexte

En France, comme pour l'air extérieur, la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments constitue une préoccupation de santé publique, en particulier du fait que chaque individu passe en moyenne, en climat tempéré, 85 % de son temps dans des environnements clos dont une majorité de ce temps dans l'habitat. L'environnement intérieur offre une grande diversité de situations de pollution par de nombreux agents physiques et polluants chimiques ou contaminants microbiologiques, liées notamment à la nature des matériaux de construction, à l'aménagement et aux équipements des locaux, à l'environnement extérieur immédiat et aux activités des occupants. Or, cette pollution peut avoir des conséquences importantes sur l'état de santé des individus, même si elles ne sont pas toutes quantifiables avec précision et s'il est souvent difficile de s'accorder sur la part des déterminants génétiques, sociaux et environnementaux dans l'apparition et le développement des pathologies observées : irritations, intoxications aiguës, maladies allergiques, syndrome des bâtiments malsains (SBM ou *sick building syndrome* (SBS)), pathologies dermatologiques d'origine immunitaire, affections broncho-pulmonaires, cancers, etc.

Les données collectées par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) mis en place par les pouvoirs publics en 2001 et devenu l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) en 2024, ont confirmé la nécessité de disposer, au niveau national et par polluant, de valeurs de référence permettant de situer les niveaux de concentrations mesurées dans les environnements clos et d'instaurer des mesures de prévention et de réduction des émissions proportionnées notamment au regard du risque potentiel encouru. Par ailleurs, le manque de niveaux de référence pour la qualité de l'air intérieur limite le développement de référentiels utiles pour la qualification, en termes sanitaires, des émissions de composés par les produits de construction, de décoration ou de consommation. Ces éléments manquent également pour la conception de protocoles en vue de la spécification de bâtiments à Haute Qualité Environnementale (HQE).

À l'échelle internationale, des valeurs sont recommandées dans certains pays et par quelques organismes reconnus. Le rapport du projet européen INDEX (CE 2005), financé par la Direction Générale de la Commission Européenne pour la santé et la protection des consommateurs (DG SANCO), a dressé en 2005 une liste de polluants chimiques prioritaires des environnements intérieurs susceptibles d'être réglementés dans le futur et a proposé des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI). Par ailleurs, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) s'est engagée en 2006 à proposer des VGAI (OMS 2006) en distinguant trois groupes : substances chimiques, agents biologiques et polluants émis par la combustion intérieure. Les travaux portant spécifiquement sur l'humidité et les moisissures sont parus en 2009 (OMS 2009). Puis, des valeurs guides de qualité d'air intérieur ont été publiées fin 2010 pour neuf substances chimiques (OMS 2010).

En France, des actions à court, moyen et long termes visant à améliorer la qualité de l'air dans les espaces clos sont proposées dans les différentes éditions des Plans nationaux santé environnement (PNSE).

Pour faire face à l'enjeu sanitaire que représente la qualité de l'air intérieur et apporter aux pouvoirs publics des éléments utiles à la gestion de ce risque, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) s'est autosaisie en 2004 afin d'élaborer des VGAI, fondées sur des critères sanitaires.

Les VGAI proposées par l'Anses constituent le socle initial du processus institutionnel visant à fixer des valeurs réglementaires de surveillance de la qualité de l'air intérieur.

Afin d'appuyer les pouvoirs publics dans l'élaboration de valeurs opérationnelles permettant de mettre en place des actions d'amélioration de la qualité de l'air intérieur, le ministère chargé de la santé sollicite usuellement le Haut conseil de la santé publique (HCSP) en vue de proposer, à partir des VGAI de l'Anses, des valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos, ainsi qu'un calendrier pour leur déploiement. Le HCSP tient compte, dans ses propositions, de considérations pratiques, réglementaires, juridiques, économiques et sociologiques. En 2013, le HCSP a recommandé des valeurs d'aide à la gestion de la qualité de l'air pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ dans les espaces clos afin de protéger la santé de leurs occupants dans des espaces tels que les logements, les ERP et les lieux de travail sans pollution spécifique (HCSP 2013).

Enfin, conformément à la loi du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale, des VGAI réglementaires sont établies par le ministère chargé de l'écologie, inscrites dans le code de l'environnement et sont associées à des mesures de gestion. A ce jour, des valeurs-guides pour l'air intérieur sont définies[1] pour le formaldéhyde et le benzène.

1.2 Objet de la saisine

Les particules de l'air intérieur ont fait l'objet de travaux d'expertise en 2010 dans le cadre de la mission pérenne « VGAI » de l'Anses. A l'époque, l'Anses n'avait alors pas proposé de VGAI du fait du manque de données sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur. Il avait été proposé, dans un principe de prévention, de s'appuyer sur les valeurs guides de l'OMS pour les particules de l'air extérieur.

Depuis, de nouvelles données sur les effets des particules de l'air intérieur – principalement les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ - ont été publiées. En particulier, l'Académie des sciences nord américaine a publié en janvier 2024 un rapport sur les effets des particules de l'air intérieur, soulignant les effets spécifiques des $PM_{2,5}$ de l'air intérieur, notamment sur le système respiratoire (NASEM 2024). Plusieurs revues de la littérature concluent dans le même sens (Vardoulakis e*t al.* 2020, Maugn *et al.* 2022).

Dans le cadre de discussion annuelle sur le programme de travail, le sujet des particules de l'air intérieur a été remonté par les ministères en charge de l'écologie et de la santé en lien avec des projets d'évolution réglementaire et inscrite dans la mission pérenne d'élaboration de VGAI de l'Agence dès 2024. Cette demande a été formalisée par une saisine de la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS) du 17 décembre 2025 qui comporte deux parties distinctes dont la première est relative à l'élaboration de valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI). Un premier travail de revue des nouvelles données disponibles a été réalisé à l'occasion d'un stage de master 2 (Boualleg, 2023). Ce travail a donné lieu à la réalisation de la présente expertise.

1 Article R 221-29 du code de l'environnement modifié par décret n°2022-1689

La deuxième partie de la saisine, qui fera l'objet d'un autre rapport d'expertise, vise à évaluer la pertinence de considérer la mesure de la concentration en particules, seule ou en combinaison avec d'autres mesures, dans le cadre d'une surveillance de la qualité de l'air intérieur (Annexe 1).

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

Pour répondre à cette expertise sur les particules des environnements intérieurs, les instances suivantes ont été mobilisées :

- Pour la partie A du rapport relative à l'élaboration des valeurs guides :
  - le groupe de travail (GT) « VGAI PM » en charge de l'élaboration des VGAI pour les particules de l'air intérieur ;
  - le comité d'experts spécialisé (CES) dédié aux « Valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de l'élaboration et de la validation des diverses valeurs de référence sur lesquelles l'Anses est sollicitée (VTR, VLEP/VLB/VBR, VGAI, DNEL) ;
- Pour la partie B du rapport relative à l'évaluation des méthodes de mesures :
  - le GT « Métrologie » notamment en charge de recommander des méthodes de mesures à des fins de comparaison avec les VGAI, VGPI et VLEP et de documenter les niveaux de concentration et d'exposition pour les polluants étudiés ;
  - le CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens », appelé CES Air, chargé des questions relatives à l'évaluation des dangers et des risques pour la santé humaine (population générale et travailleurs) liés à la qualité des milieux aériens.

Ces travaux d'expertise ont été soumis régulièrement aux CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques.

Le rapport produit tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres des 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 »

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 Informations générales

2.1 Identification de la substance

Le terme particules désigne un mélange de composés solides et/ou liquides en suspension dans l'air appelées également matières particulaires ou *particulate matters* en anglais (PM). Considérées de façon globale avec le gaz les entourant, les particules dans l'air constituent un aérosol. Les particules sont caractérisées par divers paramètres : nature physico-chimique, nombre, masse, taille et distribution par taille ou surface spécifique (Anses 2010). Les particules sont le plus souvent classées par taille qui peut aller de quelques nanomètres (nm) à la centaine de micromètres (µm). Différentes catégories existent en fonction du diamètre aérodynamique. Ce diamètre caractérise la sédimentation des particules et permet de déterminer leur pénétration et leur dépôt dans l'arbre respiratoire (Anses 2023).

Parmi ces différentes catégories, on retrouve les PM_{10} ayant un diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm. Elles sont davantage issues de processus mécaniques (remises en suspension, érosions, etc.). Leur composition est généralement très similaire à celle du matériau d'origine. Puis, sont distinguées les particules fines, ou $PM_{2,5}$ d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm. Elles proviennent de phénomènes de coagulation de particules plus petites formées par nucléation (formation de particules solides ou liquides à partir de précurseurs gazeux, en phase homogène ou hétérogène) ou par des processus de combustion, ainsi que de phénomènes de condensation par lesquels des particules de petites tailles grossissent par condensation de gaz à leur surface (Anses 2023). Les particules grossières correspondent à la fraction comprise entre 2,5 et 10 µm ($PM_{2,5-10}$). La fraction grossière des particules est déterminée par soustraction des fractions $PM_{2,5}$ aux PM_{10}.

Parmi les particules de plus petites tailles comprises dans les $PM_{2,5}$, sont parfois considérées dans la littérature les particules submicrométriques ayant un diamètre inférieur à 1 µm parfois notées PM_1. Par ailleurs, de plus en plus d'études se sont intéressées ces dernières années aux particules ultrafines (PUF), ayant un diamètre inférieur à 100 nm (0,1 µm) mais qui peuvent composer des agrégats ou des agglomérats dépassant la taille de 100 nm. Elles résultent en grande partie des processus de combustion et de nucléation. La caractérisation des PUF fait appel à une mesure en nombre et non en masse, qui est celle employée pour des particules de taille micrométrique (c'est à dire de l'ordre du µm), notamment en lien avec leurs différences de comportement lorsqu'elles sont dispersées dans l'air.

2.2 Règlementation

Surveillance de la qualité de l'air intérieur

La loi du 12 juillet 2010 a imposé la surveillance périodique de la qualité de l'air intérieur (QAI) dans certains établissements recevant du public (ERP) accueillant des populations sensibles ou exposées sur de longues périodes comme les crèches et les écoles primaires, les établissements secondaires, les centres de loisirs, les établissements de santé et médico-sociaux, les établissements pénitentiaires pour mineurs.

Suite au retour d'expérience réalisé sur la mise en œuvre de cette surveillance depuis 2018, une révision du dispositif réglementaire a été engagée dans le cadre du 4ème Plan national santé environnement (PNSE 4).

Le nouveau dispositif de surveillance de la QAI est entré en vigueur au 1er janvier 2023 dans les premiers ERP concernés – crèches, accueils de loisirs, écoles, collèges et lycées - et s'articule autour des points suivants :

- une évaluation annuelle des moyens d'aération qui intègre désormais la mesure à lecture directe du taux de dioxyde de carbone (CO_2) ;
- un autodiagnostic de la QAI au moins tous les 4 ans ;
- une campagne de mesures en continu de polluants à certaines « étapes clés de la vie du bâtiment » (CO_2, formaldéhyde et benzène) ;
- un plan d'actions.

Les PM_{10} et $PM_{2,5}$ ne font pas partie des polluants pour lesquels des campagnes de mesures sont actuellement obligatoires aux étapes clés de la vie d'un ERP (décret n°2022-1690).

2.3 Sources d'émission

Les particules de l'air intérieur proviennent à la fois de sources d'émission intérieures et de la pollution de l'air extérieur (infiltration et pénétration dans les locaux de l'air extérieur).

2.3.1 Sources liées au milieu intérieur

Les particules sont directement générées à l'intérieur par les activités domestiques qui mettent en jeu les mécanismes de formation et d'évolution des particules comme la combustion. Les activités les plus courantes en milieu intérieur concernées sont (d'après Martins *et al.* 2025 ; Min *et al.* 2021 ; Rao *et al.* 2017 ; Vardoulakis *et al.* 2020) :

- Le tabagisme;
- La cuisson alimentaire (gaz, bois) et certains modes de cuisson comme la friture ;
- L'utilisation de bougies et d'encens ;
- Le chauffage au bois et aux combustibles fossiles (foyers ouverts, inserts, poêles à bois, poêles à charbon) ;
- L'utilisation de certains produits ménagers, notamment sous forme de sprays et d'aérosols (produits corporels, insecticides…) ;
- Les mouvements dans les locaux qui remettent en suspension les particules déposées ;
- L'utilisation d'imprimante 3D.

Dans de nombreux contextes défavorisés des pays en développement, certaines populations utilisent encore majoritairement des combustibles fossiles ou de la biomasse pour la cuisson et le chauffage. Lorsque les habitations disposent d'un système d'aération ou d'évacuation des fumées insuffisant, ces pratiques peuvent conduire à des concentrations particulièrement élevées de particules fines dans l'air intérieur. Toutefois, dans certaines zones urbaines très polluées (comme en Inde ou en Chine), les niveaux élevés de particules proviennent surtout de l'air extérieur déjà fortement dégradé, tandis que les émissions intérieures jouent alors un

rôle plus secondaire — souvent pour des populations différentes de celles exposées en zones rurales.

Outre les activités, plusieurs facteurs tels que le type de bâtiment (maison, bureau, espace commercial etc.), son aménagement, la présence d'un système de ventilation (naturelle ou mécanique), le système de chauffage et de traitement d'air, le nombre d'occupants et la durée d'occupation des locaux influencent les niveaux de pollution intérieure (Baeza Romero *et al.* 2022).

La formation de particules secondaires en air intérieur est également possible, en particulier lors de réactions entre l'ozone et certains composés organiques volatils émis par les produits ménagers, tels que les terpènes (Pytel *et al.* 2022). Ces réactions, extrêmement rapides (de l'ordre de quelques secondes à minutes), peuvent produire des aérosols organiques secondaires, notamment des particules ultrafines. Leur importance dépend fortement du renouvellement d'air : lorsque la ventilation est faible et que la réaction chimique est plus rapide que le taux de dilution, la formation de particules secondaires peut devenir significative. Dans des conditions courantes, elle reste toutefois généralement moindre que les émissions primaires issues des activités de combustion ou de cuisson, mais peut être notable lors d'un usage intensif de produits parfumés en présence d'ozone. Enfin, des particules secondaires (principalement ultrafines) peuvent se former par la seule présence humaine avec de l'ozone qui réagit avec le squalène présent au niveau de la peau (Coffaro et Weisel 2022).

2.3.2 Sources liées au milieu extérieur

L'origine des particules de l'air intérieur peut également être extérieure du fait des phénomènes de transferts des particules présentes dans l'air extérieur par différents facteurs principalement liés à la localisation du logement (ex : à proximité immédiate de sources de pollution comme le trafic routier), aux caractéristiques du bâti telles que le type de ventilation (naturelle ou mécanique), la filtration, les ouvertures de fenêtres, etc. (Anses 2019b). Les sources des particules de l'air extérieur sont multiples, d'origines naturelle et anthropique (Anses 2022) :

- Origine naturelle : en impliquant des processus mécaniques avec l'érosion des sols et la remise en suspension de ces poussières de sols ou de sables de désert, des processus de combustion avec les éruptions volcaniques, les feux de forêts et de végétation ou encore du fait de la présence de particules dans les sels marins ;
- Origine anthropique : en impliquant la combustion d'énergie fossile et de biomasse dans les activités industrielles, de transports (routiers, aériens, fluviaux et maritimes) et des bâtiments (chauffage), agricoles, de construction et de démolition de bâtiments.

À ces sources primaires de particules émises directement dans l'air, s'ajoute la formation de particules secondaires par transformation physico-chimique dans l'atmosphère impliquant des composés gazeux précurseurs (dioxyde de soufre (SO_2), dioxyde d'azote (NO_2), ammoniac (NH_3) et composés organiques volatils (COV)).

Les particules primaires et secondaires contribuent aux particules présentes en suspension dans l'air ambiant.

Les émissions en France sont renseignées dans le cadre du bilan national du Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA) (CITEPA 2025). En 2024, à l'échelle nationale, les principaux contributeurs des sources primaires de particules dans l'air ambiant en France (métropole) sont :

– pour les PM_{10} : le secteur résidentiel/tertiaire (46 %) reposant majoritairement sur la combustion du bois, puis le secteur de l'industrie manufacturière et de la construction (23%), le secteur de l'agriculture et la sylviculture (du fait des élevages et remises en suspension lors de labours) (20 %) et le secteur des transports (11 %) ;
- pour les $PM_{2,5}$: en premier ressort le secteur résidentiel/tertiaire pour près de 70 % (essentiellement combustion de biomasse domestique) puis l'industrie manufacturière pour 15 % (essentiellement chantiers de construction/BTP, sidérurgie et exploitation des carrières) et le secteur des transports (10 %).

2.4 Données de concentration dans l'air

2.4.1 Concentrations dans l'air intérieur

Les données présentées dans ce chapitre proviennent principalement des campagnes de mesures réalisées en France par l'OQAI, devenu l'OQEI au 1er janvier 2024, qui constitue un centre de référence national sur les environnements intérieurs. Il centralise, analyse et synthétise les connaissances disponibles afin d'éclairer les politiques publiques et d'informer l'ensemble des acteurs concernés. À cette fin, l'OQEI s'appuie sur des campagnes de mesures représentatives.

Dans les logements, les $PM_{2,5}$ et dans une moindre mesure les PM_{10} ont été mesurées à l'occasion de plusieurs campagnes :

- Campagne nationale logements 1 (CNL1) en France hexagonale continentale (OQAI 2006) : Les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans le séjour de 297 logements pour les PM_{10} et de 290 logements pour les $PM_{2,5}$ entre septembre 2003 et décembre 2005 (prélèvement actif sur filtre PTFE de 17h00 à 8h00 les jours de semaine et 24h/24h le week-end pendant la semaine d'enquête, périodes « standards » d'occupation du logement). Les mesures redressées sont représentatives d'environ 12 millions de logements après validation sur un parc total de 24,7 millions de logements ;
- Campagne « bâtiments performants en énergie » (BPE) en France hexagonale (OQAI 2016) : les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans l'air de 33 logements BPE. Les mesures ont été effectuées de janvier 2013 à juillet 2014, pendant 7 jours (prélèvement actif sur filtre PTFE), à deux saisons contrastées. À noter que les données de ce rapport n'ont pas vocation à être statistiquement représentative de l'ensemble des bâtiments performants en énergie construits ou rénovés en France ;
- Campagne nationale logements 2 (CNL2) en France hexagonale continentale (OQAI 2025) : les $PM_{2,5}$ ont été mesurées de novembre 2020 à février 2023 dans le séjour de 515 logements (prélèvement actif sur filtre PTFE pendant 7 jours dans la pièce principale du logement). Les mesures redressées sont représentatives d'environ 27 millions de logements après validation sur 29,7 millions de logements.

Dans les écoles, les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans le cadre de l'étude ISAAC (*International Study on Asthma and Allergies in Childhood*) dans 108 écoles (387 classes) de 6 villes françaises (Strasbourg, Créteil, Reims, Marseille, Bordeaux, Clermont Ferrand) en 1999-2000 (Annesi-Maesano, 2012). Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées sur 24 heures, 5 jours par semaine, par prélèvement sur filtre suivi d'une analyse par gravimétrie.

Plus récemment, dans le cadre de la campagne « écoles » (CNE) en France hexagonale (OQAI 2019), les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans l'air de 294 écoles françaises entre 2013 et

2017 (prélèvements actifs sur filtre PTFE, 5 jours par semaine de 8h00 à 17h00). Les résultats des mesures et des prélèvements, étant à l'échelle des salles de classe, ont été agrégés à l'échelle de l'école pour être ensuite redressés à l'échelle du parc national des écoles françaises.

Une campagne de mesure des PM2,5 dans les établissements sanitaires et médico-sociaux (ESMS) en France hexagonale (OQAI 2023) a été conduite de 2019 à 2020 par l'OQAI (OQAI 2023). Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées à la fois dans la pièce de vie et dans des chambres de 260 établissements (prélèvement actif sur filtre PTFE pendant 7 jours, en continu dans les chambres et de midi à 18h00 (J1), de 9h00 à 18h00 (J2 à J7 et de 9h00 à l'arrêt des pompes (J8) dans les pièces de vie).

Dans les bureaux, les $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans l'air intérieur des bureaux à l'occasion de la campagne européenne Officair. Les immeubles étaient situés en Finlande (3 immeubles), en France (9), en Grèce (5), en Hongrie (5), en Italie (4), aux Pays-Bas (4), au Portugal (4) et en Espagne (3). Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées à l'aide de préleveur à faible débit sur des filtres en fibre de quartz suivi d'une analyse par gravimétrie pendant les 5 jours de la semaine dans 16 bâtiments en été et 22 en hiver.

Les concentrations en $PM_{2,5}$ et en PM_{10} mesurées à l'occasion de ces campagnes sont synthétisées dans le Tableau 1.

Tableau 1: Synthèse des concentrations en $PM_{2,5}$ et en PM_{10} mesurées dans l'air intérieur

Environnement (référence)	Période de mesure	Nombre	Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection	Concentrations mesurées (µg.m^{-3})	
				PM_{10}	$PM_{2,5}$
Logements					
Logements (CNL1) (OQAI 2006) ($PM_{2,5}$ et PM_{10})	2003-2005	297 (PM_{10}) et 290 ($PM_{2,5}$) logements (effectif redressé correspondant à 12 126 552 (PM_{10}) et 11 947 209 ($PM_{2,5}$)) logements)	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie Pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} : LD = 0,8 µg.m^{-3}	Distribution à l'échelle du parc national : P10= 17,1 P25 = 22,0 P50 = 31,1 P75 = 56,7 P90 = 113,4 P95 = 182,0	Distribution à l'échelle du parc national : P10 = 10,6 P25 = 14,2 P50 = 19,1 P75 = 35,4 P90 = 75,6 P95 = 132,0
Bâtiments performants en énergie – BPE (OQAI 2016) ($PM_{2,5}$)	2013-2014	33 BPE	Prélèvement actif sur filtre PTFE, gravimétrie LD = 0,8 µg.m^{-3}	Non mesurées	Min = 2,5 P25 = 8,8 P50 = 13,2 P75 = 19,6 Max = 168 Moy (écart type) = 19,9 (25,1)
Logements (CNL2) (OQEI 2025) ($PM_{2,5}$)	2020-2023	515 logements (effectif redressé = 27 291 803 logements)[2]	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie LD = 3,0 µg.m^{-3} Fréquence de détection = 99,5 %	Non mesurées	Distribution à l'échelle du parc national : P5 = 5,6 P25 = 9,5 P50 = 13,2 P75 = 22,4 P95 = 66,8 Moy +/- (écart type) = 27,6 +/- (65,3)

[2] Ces poids corrigent les biais d'échantillonnage en tenant compte des caractéristiques des logements et des ménages ainsi que de la stratification de l'enquête. Pour les concentrations intérieures, les pondérations permettent d'obtenir des estimations représentatives des moyennes et des distributions. Elles tiennent compte notamment de la probabilité de tirage des logements, des non-réponses et des caractéristiques sociodémographiques observées, permettant ainsi d'ajuster les estimations de concentrations intérieures (OQEI 2025).

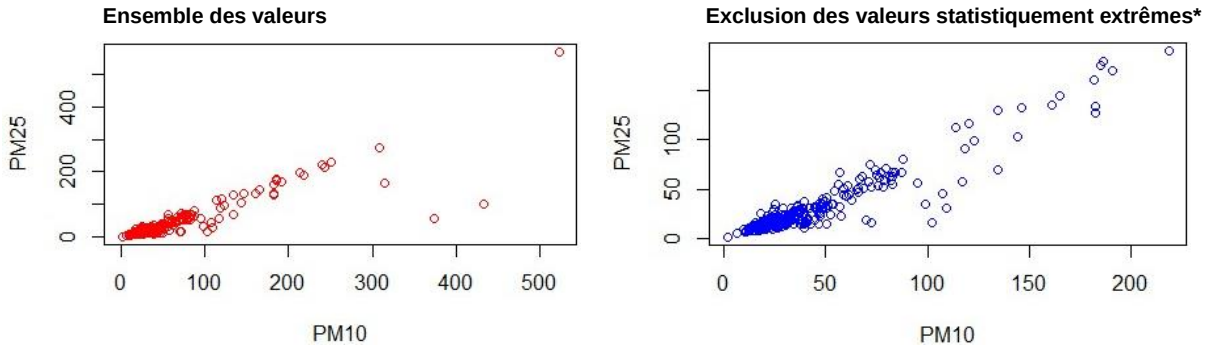
Environnement (référence)	Période de mesure	Nombre	Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection	Concentrations mesurées (µg.m^{-3})	
				PM_{10}	$PM_{2,5}$
Ecoles					
Ecoles (Annesi-Maesano et al. 2012)	1999-2000	108 écoles (401 salles de classe)	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie Limite et fréquence de détection non disponibles dans l'article	Non mesurées	Concentrations déterminées à partir de la figure 1 de l'article Min=7,2 Med=15,8 Moy=14,4 Max=27,7
Écoles (OQAI 2019) ($PM_{2,5}$)	2012-2017	294 écoles (effectif redressé = 65 823 écoles)	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie LD = 3,6 µg.m^{-3} Fréquence de détection = 100 %	Non mesurées	Distribution à l'échelle du parc national : P5 = 9,5 P25 = 13,9 P50 = 18,1 P75 = 24,3 P95 = 36,6 Moy (écart type) = 20,0 +/- (1,0)
Etablissements sanitaires et médico-sociaux					
Etablissements sanitaires et médico-sociaux – ESMS (OQAI 2023) ($PM_{2,5}$)	2019-2020	260 ESMS	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie LD = 1,04 µg.m^{-3} pour les pièces de vie et 2,85 µg.m^{-3} pour les chambres[3] Fréquence de détection = 99 %	Non mesurées	P5 = 3,8 P25 = 5,7 P50 = 7,8 P75 = 10,6 P95 = 16,8 Moy +/- (écart type) = 8,5 +/-(4,1)
Bureaux					
Bureaux (Mandin et al. 2017)	2012-2013	16 bureaux (été) 22 bureaux (hiver)	Prélèvement actif sur filtre, gravimétrie Limite et fréquence de détection non disponibles dans l'article	Non mesurées	En été Min = 2,7 (Finlande) Max = 17 (Hongrie) Méd. = 9,2 Moyenne ± écart-type = 9,7 ± 4,6 En hiver : Min = 3,4 (Finlande) Max = 32 (Hongrie)

[3] Limite gravimétrique = 19 µg. Dans les chambres : prélèvement d'air en continu de J1 à J8, volume d'air prélevé égal à 18,1 ± 1,2 m^3 en moyenne ;

Environnement (référence)	Période de mesure	Nombre	Méthode de mesure, limites analytiques et pourcentage de détection	Concentrations mesurées (µg.m^{-3})	
				PM_{10}	$PM_{2,5}$
					Méd. = 16 Moy. ± écart-type : 15 ± 8,4

2.4.2 Ratio des concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées dans l'air intérieur

Concernant la relation entre les $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées à l'intérieur des logements, les données de la 1ère campagne - CNL1 (OQAI 2006) montrent que les concentrations de $PM_{2,5}$ sont fortement corrélées à celles de PM_{10} (Figure 1). Le ratio moyen $PM_{2,5}$ / PM_{10} est égal à 0,68 après exclusion des valeurs statistiquement extrêmes (Tableau 2).



n=286 logements ; R^2 = 0,77 ; p<0,001 n=277 logements ; R^2 = 0,89 ; p<0,001

* Les valeurs statistiquement rares, considérées comme des valeurs potentiellement aberrantes, sont exclues par la méthode Z-score (|Z|>3) (Barnett, V., & Lewis, T., 1994).

Figure 1 : Etude de corrélation entre les concentrations $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans l'air intérieur des logements de la campagne CNL1 (Source des données : OQAI 2006 ; traitement des données : Anses)

Tableau 2 : Distribution du ratio $PM_{2,5}$ *versus* PM_{10} dans l'air intérieur des logements de la campagne CNL1 (Source des données : OQAI 2006 ; traitement des données : Anses)

	Ensemble des valeurs (n= 286 logements)	**Exclusion des valeurs statistiquement extrêmes*** (n=277 logements)
$5^{ème}$ percentile	0,38	0,39
1^{er} quartile	0,56	0,58
Moyenne	0,69	0,68
Médiane	0,70	0,70
$3^{ème}$ quartile	0,80	0,80
$95^{ème}$ percentile	0,97	0,97

** Les valeurs statistiquement rares, considérées comme des valeurs potentiellement extrêmes, sont exclues par la méthode Z-score (|Z|>3) (Barnett, V., & Lewis, T., 1994).*

A noter que les ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ peuvent varier selon les environnements intérieurs, en raison de la diversité des sources de particules et des mécanismes physiques dominants. Dans les milieux où la re-suspension de poussières grossières constitue une source majeure — comme les établissements scolaires, caractérisés par une forte activité humaine et des surfaces fréquemment sollicitées — la contribution relative de la fraction PM_{10} pourrait être plus importante, conduisant à des ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ plus faibles que dans les environnements pour lesquels les sources sont dominées par des sources de combustion. Le ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ doit être interprété en tenant compte du contexte d'exposition, des sources dominantes et des caractéristiques d'usage des locaux.

2.4.3 Concentrations dans l'air extérieur

Les données enregistrées dans la base de données nationale (France métropolitaine et Outre-mer) de qualité de l'air Géodair pour l'année 2024 concernant les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} en fonction de la typologie de site (urbaine, périurbaine et rurale) et de l'influence (fond, trafic, industrielle) sont présentées respectivement dans le Tableau 3 et le Tableau 4. Les concentrations extérieures de polluants atmosphériques sont influencées par de nombreux facteurs, notamment les émissions du trafic routier, du chauffage résidentiel et des activités industrielles, ainsi que par les conditions météorologiques telles que la température, le vent et les précipitations. La configuration urbaine et la saisonnalité des émissions contribuent également à la variabilité spatiale et à la variabilité temporelle des niveaux de pollution (EEA 2019).

Tableau 3 : Concentrations moyennes annuelles (µg.m^{-3}) en $PM_{2,5}$ dans l'air extérieur pour l'année 2024 (source : Géodair)

		Type d'influence		
		Fond	Trafic	Industrielle
Type d' implantation	Urbaine	Min = 3,8 Max = 11,8 N = 136	Min = 1,2 Max = 17,6 N = 48	Min = 7,4 Max = 8,4 N = 4
	Péri-urbaine	Min = 5,2 Max = 20,1 N = 22	Min = 5,9 Max = 15,1 N = 7	Min = 6,3 Max = 10,8 N = 11
	Rurale	Min = 2,8 Max = 9,1 N = 30	Moy = 5,6 N = 1	Moy. = 7,2 N = 1
Min : concentration moyenne annuelle minimale en µg.m^{-3}, Max : concentration moyenne annuelle maximale en µg.m^{-3}, Moy : concentration moyenne annuelle en µg.m^{-3}, N : nombre de stations				

Tableau 4 : Concentrations moyennes annuelles (µg.m^{-3}) en PM_{10} dans l'air extérieur pour l'année 2024 (source : Géodair)

		Type d'influence		
		Fond	Trafic	Industrielle
Type d' implantation	Urbaine	Min = 8,8 Max = 25,7 N = 170	Min = 10,4 Max = 39,6 N = 73	Min = 12,0 Max = 18,0 N = 13
	Péri-urbaine	Min = 10,0 Max = 40,0 N = 38	Min = 9,1 Max = 54 N = 10	Min = 9,9 Max = 21,0 N = 19
	Rurale	Min = 3,3 Max = 23,0 N = 32	Moy = 16,0 N = 1	Min = 12 Max = 17 N = 5
Min : concentration moyenne annuelle minimale en µg.m^{-3}, Max : concentration moyenne annuelle maximale en µg.m^{-3}, Moy : concentration moyenne annuelle en µg.m^{-3}, N : nombre de stations				

2.4.4 Ratios des concentrations intérieures/extérieures

Les estimations des ratios des concentrations intérieures/extérieures ont été réalisées par l'Anses dans le cadre des missions de l'OQEI. Cet exercice avait deux objectifs :

- évaluer la contribution relative de l'air extérieur à la pollution intérieure, en calculant le ratio intérieur / extérieur ;
- décrire la force du lien entre les apports extérieurs et les niveaux mesurés en intérieur par l'analyse de la corrélation entre les concentrations extérieures et intérieures..

Les calculs de ratios s'appuient sur les concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur mesurées dans la CNL2, et sur des estimations des concentrations extérieures modélisées à partir du modèle de chimie-transport CHIMERE, pour la période 2020–2023. Pour les années 2020 à 2022, ces données ont été fournies par le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA), sous forme de moyennes journalières avec une résolution spatiale de 2 km × 2 km (Real *et al.* 2022). Pour 2023, les données ont été extraites de la plateforme Copernicus, avec une résolution plus large (10 km × 10 km) mais une granularité temporelle plus fine, sous forme de moyennes horaires (cf. Tableau 5).

Tableau 5 : Caractéristiques des données de concentrations $PM_{2,5}$ dans l'air à l'extérieur des logements

Source	Année	Type de Données	Résolution
LCSQA	2020	Journalière	2 km x 2 km
	2021	Journalière	2 km x 2 km
	2022	Journalière	2 km x 2 km
Copernicus	2023	Horaire	10 km x 10 km

Après l'harmonisation des jeux de données, c'est-à-dire l'agrégation des concentrations horaires en concentrations journalières pour les données Copernicus, les concentrations journalières extérieures de $PM_{2,5}$ ont été agrégées en moyennes hebdomadaires, correspondant aux semaines d'enquête de la CNL2, et appariées aux coordonnées géographiques de chaque logement. Ces valeurs ont été associées aux concentrations hebdomadaires intérieures issues de la CNL2, permettant une analyse conjointe des niveaux d'exposition intérieur et extérieur.

Les concentrations hebdomadaires intérieures ont été redressées à l'aide des poids de sondage de la CNL2, afin de garantir la représentativité nationale des résultats (Tableau 6) (cf. chapitre 2.4.1). Les poids de la CNL2, conçus pour exprimer les concentrations intérieures à l'échelle du parc de résidences principales, ont également été utilisés pour les ratios intérieurs/extérieurs.

Les résultats indiquent une concentration moyenne géométrique hebdomadaire de 15,9 $\mu g.m^{-3}$ en intérieur, et 8,5 $\mu g.m^{-3}$ en extérieur (Tableau 6). La corrélation entre les concentrations intérieures et extérieures, bien que statistiquement significative, est faible ($r = 0,09$, $p < 0,05$), et demeure sensiblement identique après exclusion de 60 logements dans lesquels un tabagisme a été déclaré ($r = 0,10$, $p < 0,05$). Le ratio moyen « intérieur / extérieur » s'élève à 1,88 (IC95 % : 1,63–2,15), avec une forte hétérogénéité selon les logements

15,9 $\mu g.m^{-3}$ en intérieur, et 8,5 $\mu g.m^{-3}$ en extérieur (Tableau 6). La corrélation entre les concentrations intérieures et extérieures, bien que statistiquement significative, est faible ($r = 0,09$, $p < 0,05$), et demeure sensiblement identique après exclusion de 60 logements dans

lesquels un tabagisme a été déclaré ($r = 0,10$, $p < 0,05$). Le ratio moyen « intérieur / extérieur » s’élève à 1,88 (IC95 % : 1,63–2,15), avec une forte hétérogénéité selon les logements

.

Tableau 6 : Distributions de la concentration en $PM_{2,5}$ (µg.m^{-3}) dans l'air des logements, de la concentration extérieure en $PM_{2,5}$ (µg/m³) dans la zone géographique des logements et des ratios des concentrations intérieures sur extérieures (n=515)

	MG [IC 95 %]	P10	P25	P50	P75	P90	Corrélation Pearson	*P valeur (ou petit p)*
Tous les logements (N=515)								
Concentrations de $PM_{2,5}$ Intérieur	15,90 [14,00 ; 18,10]	6,6	9,5	13	22	53		
Concentrations de $PM_{2,5}$ Extérieur	8,48 [8,20 ; 8,80]	4,8	6,3	8,5	11	16		
Ratio int,/ext, pondéré	1,88 [1,63 ; 2,15]	0,68	1,0	1,6	2,9	6,6		
Ratio int,/ext, Non pondéré	1,78 [1,65 ; 1,92]	0,67	0,99	1,5	2,7	6,9	0,09	0,03
Logements non-fumeurs (N= 455)								
Concentrations de $PM_{2,5}$ Intérieur pondérées	15,00 [13,00 ; 17,30]	6,2	8,8	13	21	50		
Concentrations de $PM_{2,5}$ Extérieur	8,50 [8,10 ; 8,80]	4,7	6,3	8,5	11	16		
Ratio int./ext. pondéré	1,79 [1,54 ; 2,08]	0,68	1,0	1,5	2,8	6,0		
Ratio int./ext. Non pondéré	1,70 [1,57 ; 1,84]	0,66	0,96	1,4	2,5	6,7	0,10	0,04

Min : minimum ; Max : maximum ; P : percentile ; int. : concentration intérieure ; ext. : concentration extérieure.

Les résultats suggèrent que l'air extérieur n'explique qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur. Même après exclusion des logements dans lesquels des personnes du foyer ou des visiteurs ont déclaré avoir fumé durant la semaine d'enquête, la corrélation entre les concentrations intérieures et extérieures reste faible ($r \approx 0,10$). La diversité des ratios intérieur/extérieur observés souligne une hétérogénéité marquée entre les logements, traduisant l'influence probable d'autres facteurs que les seules sources extérieures.

Ces travaux mettent en évidence la nécessité d'identifier plus précisément les déterminants des concentrations intérieures en $PM_{2,5}$ en milieu résidentiel. Des déterminants de l'exposition ont été étudiés par l'OQEI (OQEI 2025b). Si l'analyse des ratios intérieur/extérieur constitue un outil utile, son interprétation doit rester prudente, en particulier en raison des incertitudes associées aux modèles de simulation des concentrations extérieures.

Partie A du CES VSR : Proposition des VGAI

3 Synthèse des données sanitaires

3.1 Effets des particules de l'air extérieur

La pollution atmosphérique se caractérise par la présence dans l'air de différents gaz et de particules ayant des effets néfastes sur la santé humaine et sur l'environnement. Les risques pour la santé humaine associés à l'exposition à court et long termes à la pollution atmosphérique sont largement documentés en ce qui concerne les décès anticipés, la santé respiratoire et la santé cardiovasculaire (Anses 2025b). Ces dernières années, un accroissement du nombre d'études s'intéressant à la santé neurologique, métabolique et périnatale a été observé.

En 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 comme cancérogènes pour l'Homme (groupe 1). Une synthèse des conclusions sur les effets sanitaires associés aux $PM_{2,5}$ est présentée dans le Tableau 7 (Anses 2025b). Ce tableau inclut les conclusions issues du rapport de l'US EPA (2019) ainsi que celles d'autres rapports institutionnels (OMS 2013, 2017; SPF 2019) et des sociétés savantes *European Respiratory Society* et *American Thoracic Society* (Thurston *et al.* 2020; Thurston *et al.* 2017).

En France, il a été estimé en 2021 que 40 000 décès prématurés seraient évitables chaque année pour une baisse de l'exposition de la population métropolitaine jusqu'à un niveau de concentration moyenne annuelle en $PM_{2,5}$ de 5 $\mu g.m^{-3}$, considéré comme non anthropique (SPF 2021). Ceci représenterait huit mois d'espérance de vie gagnés en moyenne (pour une personne de 30 ans). En termes de morbidité respiratoire, le fardeau attribuable à la pollution anthropique en $PM_{2,5}$ pour la population de la France hexagonale a été estimé à près de 20 % de l'ensemble des nouveaux cas annuels d'asthme chez l'enfant, et à 11 % des nouveaux cas de broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) chez l'adulte (SPF 2025). Pour le cancer du poumon, le fardeau a été estimé à 10 % chez l'adulte. En termes de morbidité cardiovasculaire, le fardeau a été estimé chez l'adulte à 11 % de l'ensemble des nouveaux cas d'hypertension artérielle, 10 % pour les accidents vasculaires cérébraux et 8,5 % pour les infarctus aigus du myocarde.

Il a également été estimé que l'exposition de la population à la pollution de l'air ambiant en France hexagonale représenterait pour les maladies étudiées un impact de 12,9 milliards d'euros en lien avec les $PM_{2,5}$, soit presque 200 euros par an et par habitant (SPF 2025). Si la valeur guide (moyenne annuelle égale à 5 $\mu g.m^{-3}$) de l'OMS de 2021 était respectée, ces bénéfices seraient de 9,6 milliards d'euros (soit 148 euros par an et habitant).

Tableau 7 : Synthèse des effets sur la santé associés aux particules fines ($PM_{2,5}$) (Anses 2025)

Catégorie d'effets	Type d'exposition	Conclusions sur l'effet des $PM_{2,5}$ pour la catégorie d'effet					Indicateurs de santé recensés
		OMS (2013)	Thurston *et al.* (2017, 2020)*	OMS (2017)**	Santé Publique France (2019)‡	US EPA (2019)	
Santé respiratoire	Court terme	Associations positives	Preuves convaincantes	ND	Causalité établie, groupe A	Relation causale probable	● Hospitalisations de cause respiratoire (toutes causes et causes spécifiques : asthme, BPCO, infections respiratoires) ● Exacerbations de l'asthme ou de la BPCO ● Réduction transitoire de la fonction pulmonaire ● Altération des marqueurs de l'inflammation, du stress oxydant et de l'hyperréactivité bronchique ● Mortalité toutes causes respiratoires
	Long terme	Associations positives	Preuves convaincantes	Causalité établie	Causalité établie, groupe B	Relation causale probable	● Incidence de l'asthme chez l'enfant, de l'asthme chez l'adulte, de la BPCO ● Altérations des marqueurs de l'inflammation et du stress oxydant ● Développement de la fonction pulmonaire chez l'enfant et déclin de la fonction pulmonaire chez l'adulte ● Mortalité de causes respiratoires (toutes causes et causes spécifiques : BPCO et infection des voies respiratoires inférieures)
Santé cardio-vasculaire	Court terme	Relation causale	Associations positives	ND	Causalité établie, groupe A	Relation causale avérée	● Augmentation de la pression artérielle ● Altérations de la fréquence cardiaque et de la fonction vasculaire ● Altérations des marqueurs de l'inflammation (CRP, TNF α, fibrinogène), de la coagulation et du stress oxydant ● Hospitalisations et mortalité de causes cardiovasculaires (toutes causes et causes spécifiques : infarctus et accident vasculaire cérébral)
	Long terme	Relation causale	Associations positives	Causalité établie	Causalité établie, groupe B	Relation causale avérée	● Évolution de l'épaisseur de l'intima-média et calcification des artères coronaires (marqueurs de l'athérosclérose) ● Altération de la fonction vasculaire ● Hypertension artérielle et augmentation de la pression artérielle ● Incidence d'accident vasculaire cérébral, de maladies coronariennes (incluant cardiopathie ischémique), d'évènements coronariens et d'infarctus ● Mortalité toutes causes cardiovasculaires (toutes causes et causes spécifiques : cardiopathie ischémique)
Mortalité toutes causes	Court terme	Associations cohérentes et robustes	ND	ND	Causalité établie, groupe A	Relation causale avérée	● Mortalité toutes causes non accidentelles
	Long terme	Associations cohérentes et robustes	ND	Causalité établie	Causalité établie, groupe A	Relation causale avérée	● Mortalité toutes causes non accidentelles ● Réduction de l'espérance de vie
Hospitalisations toutes causes	Court terme	ND	ND	ND	ND	ND	
Santé neurologique	Court terme	ND	ND	ND	ND	Relation causale suggérée	● Marqueurs de l'inflammation cérébrale et du stress oxydant ● Suicide ● Etats dépressifs et anxieux ● Déficits (transitoires) des fonctions cognitives ou neurocomportementales ● Hospitalisations pour dépression, démence, Alzheimer ou Parkinson ● Exacerbations des symptômes de la maladie de Parkinson
	Long terme	Preuves émergentes, effet suggéré	Associations positives, preuves émergentes	ND	Causalité établie, groupe B	Relation causale probable	● Dommages structurels comme marqueurs du vieillissement cérébral : diminution du volume cérébral total et fréquence des infarctus cérébraux silencieux ● Marqueurs de l'inflammation cérébrale et du stress oxydant ● Troubles du spectre autistique et altération du neurodéveloppement chez les enfants (hyperréactivité, attention, mémoire) ● Dégradation des fonctions cognitives (mémoire) et accélération du déclin cognitif ● Dépression et anxiété ● Incidence de la maladie de Parkinson, de la démence et de la maladie d'Alzheimer

Catégorie d'effets	Type d'exposition	Conclusions sur l'effet des $PM_{2,5}$ pour la catégorie d'effet					Indicateurs de santé recensés
		OMS (2013)	Thurston *et al.* (2017, 2020)*	OMS (2017)**	Santé Publique France (2019)‡	US EPA (2019)	
Santé périnatale	Long terme	Preuves croissantes	Preuves émergentes	ND	Causalité établie, groupe A	Relation causale suggérée	● Petit poids de naissance ● Prématurité ● Pré éclampsie ● Mortinatalité ● Fertilités masculine et féminine
Cancer	Long terme	ND	Risque accru†	Causalité établie†	Causalité établie, groupe A†	Relation causale probable†	● Incidence et prévalence du cancer du poumon ● Mortalité par cancer du poumon ● Autres cancers : leucémies, cancer du sein, cancer du cerveau, cancer du foie, cancer des ovaires, cancer de la vessie
Troubles du métabolisme	Court terme	ND	Preuves émergentes, insuffisamment solides	ND	ND	Relation causale suggérée	● Marqueurs de la tolérance au glucose, de la sensibilité à l'insuline et du contrôle du diabète ● Marqueurs de l'inflammation systémique
	Long terme	Preuves émergentes, effet suggéré	Preuves émergentes, insuffisamment solides	ND	Causalité établie, groupe B	Relation causale suggérée	● Marqueurs de l'homéostasie du glucose et de l'insuline ● Marqueurs de l'inflammation systémique ● Incidence et prévalence du diabète et du syndrome métabolique ● Développement de l'obésité chez les enfants et évolution de la prise de poids chez les femmes

** Les conclusions de Thurston et al. (2020) ne concernent que la santé respiratoire. **Le guide méthodologique de l'OMS (2017) pour la mise à jour des valeurs guides ne concerne que l'exposition à long terme. † Ces conclusions sont basées sur le cancer du poumon. ‡ Groupe A : le niveau d'incertitude sur la transposabilité du risque est faible et on dispose de suffisamment de données pour permettre une quantification fiable. Groupe B : il y des incertitudes sur la transposabilité du risque et la disponibilité des données pour quantifier les effets n'est pas forcément garantie. AVC : accident vasculaire cérébral ; BPCO : broncho pneumopathie chronique obstructive ; CRP : Protéine C-réactive ; ND : non disponible ; OMS : Organisation Mondiale de la Santé ; TNF-α : facteur de nécrose tumorale ; US EPA : United State Environmental Protection Agency.*

3.2 Toxicocinétique

Une fois inhalées et distribuées dans le système respiratoire, les particules peuvent soit être exhalées, soit être déposées dans les voies aériennes supérieures, inférieures ou dans 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 (Figure 2) (Anses 2025b). De façon schématique, les PM_{10} représentent la large majorité des particules en suspension pouvant être inhalées et pouvant se déposer dans les régions nasales, laryngées, pharyngées, trachéo-bronchiques et alvéolaires (Anses 2025b). Une plus grande proportion de particules fines $PM_{2,5}$ va pénétrer profondément dans les poumons et jusqu'aux alvéoles pulmonaires. Les PUF se déposent dans les zones naso-pharyngées et dans les alvéoles pulmonaires où elles peuvent pénétrer en partie dans l'organisme (barrière alvéolo-capillaire et barrière hémato-encéphalique). Une part importante des connaissances sur le sujet est issue de modèles mathématiques et d'expérimentations animales (Thompson, 2018). La réalité chez l'Homme *in vivo* est sans doute beaucoup plus complexe et encore en partie méconnue.

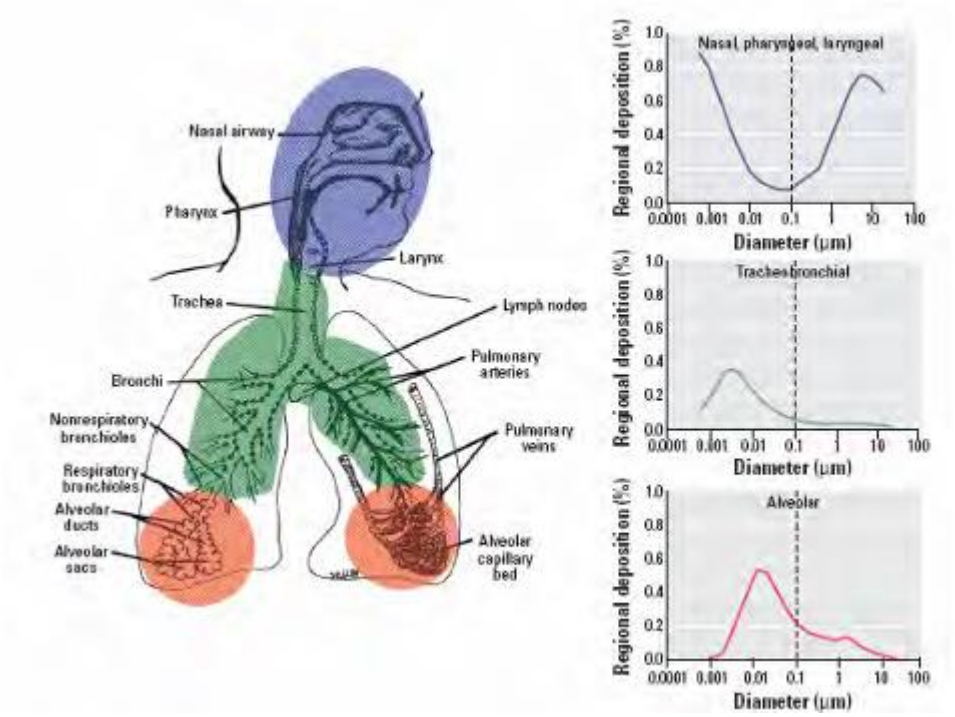


Figure 2 : Modélisation du dépôt des particules inhalées dans l'appareil respiratoire en fonction de leurs tailles (respiration nasale) (Oberdörster, Oberdörster et Oberdörster 2005)

Nb : Modèle initialement développé dans le cadre de travaux portant sur la radioprotection et découlant de travaux réalisés avec des particules radioactives.

Par ailleurs, l'extrapolation quantitative à l'humain des résultats observés dans les études d'expérimentation chez l'animal sur des aérosols reste complexe et incertaine compte tenu des différences physiologiques et anatomiques entre les rongeurs et les primates, bien que ces différences puissent être partiellement comblées par des modèles dosimétriques (Anses 2025b). Ces derniers restent cependant encore peu appliqués à l'étude des particules de l'air ambiant et n'intègrent pas les aspects toxicodynamiques.

D'autres voies de pénétration des particules ont été étudiées dans une bien moindre mesure. La pénétration digestive des particules provient des aliments et de boissons, l'ingestion de particules évacuées de l'arbre trachéo-bronchique par un processus de transport le long de l'épithélium bronchique et de l'ingestion de particules de l'air déposées dans les voies digestives (cavité buccale, oropharynx…). Ces voies d'exposition et leurs liens avec des indicateurs de santé sont à ce jour très peu documentés en comparaison de l'inhalation (Thompson, 2018).

3.3 Effets sanitaires des particules de l'air intérieur

3.3.1 Méthode de travail

L'Académie des sciences nord-américaine a publié en 2024 une revue de la littérature non systématique sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur (NASEM 2024). Il s'agit à ce jour du rapport le plus complet sur ce sujet. Ce rapport souligne que les connaissances des effets sanitaires des particules sont principalement fondées sur des études portant sur l'exposition aux particules de l'air extérieur. Un nombre croissant de publications traite

également des effets sur la santé des particules de l'air intérieur issues à la fois de sources extérieures et intérieures.

Pour l'établissement de la VGAI, les données présentées dans le rapport de la NASEM ont été complétées par les études identifiées dans la première expertise de l'Anses visant à proposer une VGAI pour les particules de l'air intérieur (Anses 2010) et par une revue de la littérature des études publiées entre janvier 2009 et juillet 2024. Cette revue a été effectuée à l'aide des bases de données PubMed et Scopus en combinant des termes contrôlés issus du thésaurus MeSH et des mots-clés relatifs aux particules, aux environnements intérieurs et aux effets sanitaires. Les équations de recherche sont présentées en Annexe 2.

La stratégie de recherche a été conçue selon les critères PECO (*Population, Exposure, Comparator, Outcome* - Population, Exposition, Comparateur, Événement de santé) présentés dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Critères PECO utilisés pour la recherche bibliographique

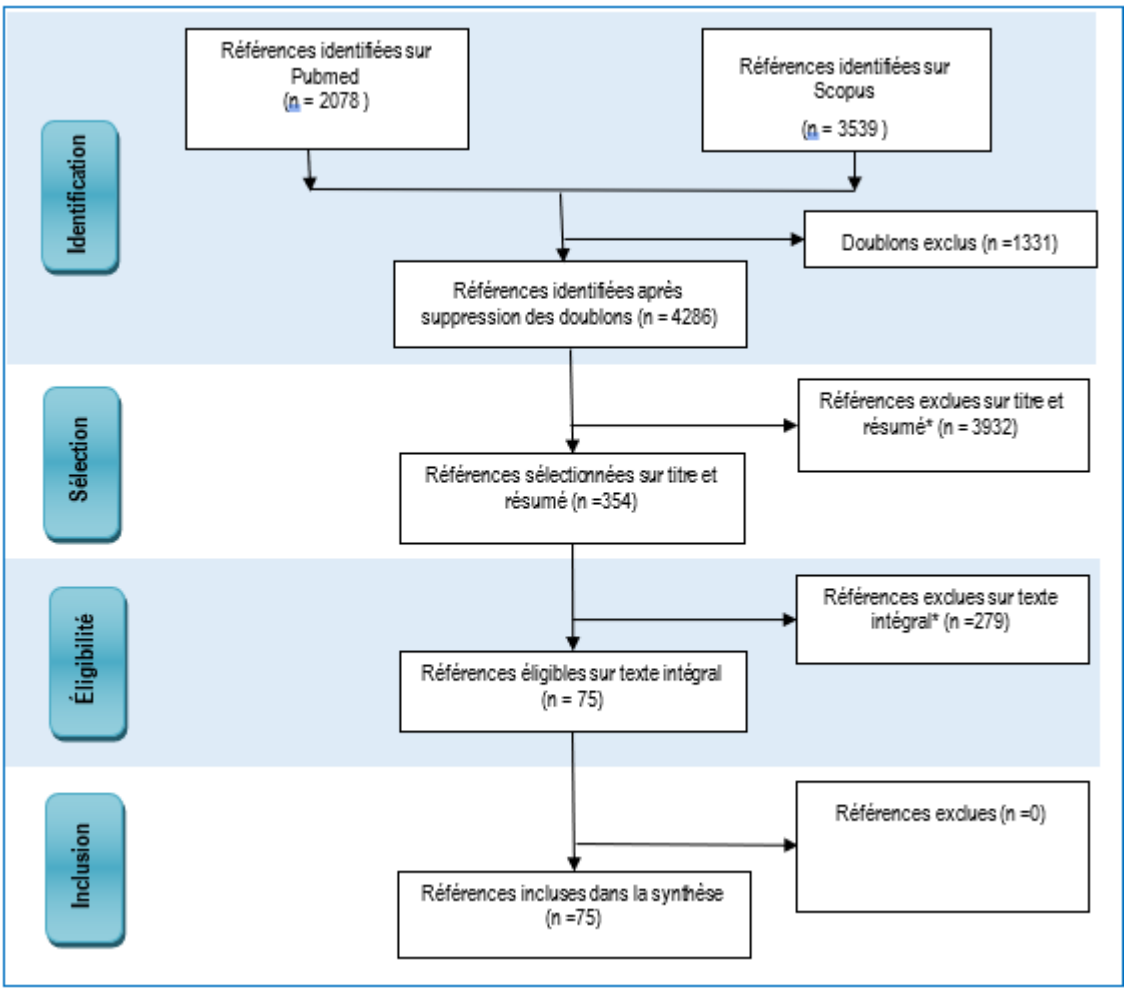
Critères PECO	
Population (ou sujets étudiés)	Population générale, adulte, populations plus vulnérables et sensibles à la pollution atmosphérique[1]
Exposition	Concentrations en $PM_{2,5}$ ou PM_{10} dans l'air intérieur (logements, bureaux, écoles, autres ERP).
Comparateur	Concentration plus faible, variabilité de la concentration (ex : incrément de x unités de concentration ou d'un intervalle interquartile) en $PM_{2,5}$, ou PM_{10} dans l'air intérieur.
Évènements de santé	Tout évènement de santé[2] Mesures d'incidence, de prévalence, de sévérité ou de consommation médicamenteuse

1 Nouveau-nés, enfants, personnes âgées, personnes atteintes de pathologie ou ayant des antécédents de pathologie respiratoire, allergique ou cardiovasculaire, de diabète, de surpoids ou d'obésité, présentant des variants génétiques particuliers, ex-fumeurs ou fumeurs, et personnes de plus bas niveau socio-économique (Anses 2025).

2 Inclut tous les évènements i) clairement néfastes pour la santé : symptôme (ex : irritation des muqueuses), pathologie (ex : asthme) ou décès (ex : décès de causes respiratoires) ou ii) contribuant clairement au diagnostic clinique de pathologies et/ou à l'incidence ou à l'exacerbation de pathologies : altérations fonctionnelles (ex : altération de la fonction ventilatoire) ou altération de paramètres biologiques (ex : inflammation). Tous les évènements néfastes pour la santé sont inclus, sans donc en cibler a priori, conformément aux lignes directrices de Frandssen et al. 2020. Ces évènements sont ensuite regroupés en catégories de santé (ex : santé respiratoire) pour réaliser la synthèse des évènements de santé associés aux particules $PM_{2,5}$ ou PM_{10} de l'air intérieur.

Le diagramme de sélection des études est présenté en Figure 3 selon les recommandations PRISMA. Au total, 4 286 études ont été identifiées après suppression des doublons. Les études ont ensuite été sélectionnées après lecture du titre et du résumé conduisant à 354 études sélectionnées. Les études menées exclusivement dans des pays à revenu faible ou intermédiaire n'ont pas été retenues en raison des différences importantes en matière d'exposition, de sources de pollution, de caractéristiques du bâti, d'infrastructures de ventilation et d'accès aux soins, qui peuvent limiter la comparabilité des résultats avec la situation française. De même, les études portant spécifiquement sur les effets sanitaires liés à l'exposition à la fumée de tabac environnementale (tabagisme passif) ont été exclues afin de se concentrer sur les effets sanitaires associés aux particules fines ($PM_{2,5}$ et PM_{10}) issues de sources plus représentatives de la pollution de l'air intérieur, telles que les activités domestiques, et l'infiltration de polluants extérieurs. En effet, la fumée de tabac environnementale peut être un contributeur majeur aux concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur. Il existe une littérature scientifique importante démontrant que la fumée de tabac environnementale peut être la cause de symptômes respiratoires : notamment d'asthme, d'exacerbations de l'asthme et de cancers du poumon (NASEM 2024).

Enfin, les études portant sur le lien entre concentrations en $PM_{2,5}$ ou PM_{10} dans l'air intérieur (logements, bureaux, écoles, autres ERP) et un évènement de santé, ont été retenues quelle que soit la présence ou non d'ajustement sur l'effet des autres polluants.



*références ne respectant pas les critères de sélection des études (PECO, périmètre géographique, fumée de tabac environnementale)

Figure 3 : Sélection des études inclues dans la synthèse

3.3.2 Effets respiratoires des particules de l'air intérieur

3.3.2.1 Revues de la littérature

D'après le NASEM (2024), diverses manifestations cliniques, biologiques et physiologiques de l'asthme et de la BPCO, notamment les symptômes, les exacerbations, la qualité de vie, l'inflammation et la fonction pulmonaire, sont associées à l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur. Des symptômes respiratoires sont également observés chez des personnes sans maladie pulmonaire. Concernant les études menées en milieu scolaire, même si la littérature est limitée, les concentrations relevées dans ces environnements ont été associées à divers effets sur la santé respiratoire chez les enfants.

Plusieurs revues systématiques de la littérature aux conclusions divergentes sur les effets respiratoires de la pollution de l'air intérieur ont été identifiées. Ces revues incluent l'exposition aux $PM_{2,5}$ et, dans une moindre mesure, aux PM_{10}. Les objectifs de ces revues étaient de caractériser les niveaux d'exposition à différents polluants de l'air intérieur des habitations, leurs sources et les effets sur la santé qui y sont associés, et de fournir des recommandations fondées sur des données probantes pour améliorer la QAI. La revue systématique de Vardoulakis *et al.* (2020) ayant inclus 73 études sur les $PM_{2,5}$ et 37 études sur les PM_{10} conclut que l'exposition aux particules est associée à un déficit de la fonction pulmonaire et plus

particulièrement à une augmentation des symptômes de l'asthme et de la consommation de médicaments utilisés dans le traitement de l'asthme. Dans la revue systématique de Maugn *et al.* (2022), ayant inclus 26 études sur les $PM_{2,5}$ et les PM_{10}, une association a été observée entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures et la fraction exhalée de l'oxyde nitrique (FeNO), la fonction pulmonaire, la saturation en oxygène, l'asthme infantile et les symptômes de la BPCO. Dans la revue de Guercio *et al.* (2021) portant sur la pollution issue de la combustion de combustibles solides, seules 2 études ont évalué le lien entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et les effets respiratoires chez l'enfant. Ces études n'ont pas montré d'augmentation significative du risque d'infections respiratoires chez les enfants les plus exposés. Elles n'ont pas montré d'amélioration de la qualité de vie chez les enfants asthmatiques après diminution des concentrations en $PM_{2,5}$ par un système de filtration d'air. La revue de Paterson *et al*. (2021), ayant inclus 12 études, n'a pas non plus observé de risque de développement ou d'exacerbation d'asthme chez l'adulte dans les pays à revenu élevé en lien avec l'augmentation des concentrations en $PM_{2,5}$ intérieures. Enfin, des associations significatives entre l'exposition *in utero* aux $PM_{2,5}$ intérieures et les maladies respiratoires infantiles ont été rapportées dans la revue systématique de Saxena (2024) (6 études incluses). Les études incluses dans ces revues ou identifiées dans les bases de données Scopus et PubMed sont synthétisées ci-dessous par ordre chronologique, en distinguant les études conduites chez les enfants, les adultes et les personnes âgées. Les études interventionnelles sont présentées à la fin du chapitre.

3.3.2.2 Etudes individuelles

3.3.2.2.1 Etudes chez les enfants

- Exposition prénatale

Une seule étude ayant évalué les effets de l'exposition prénatale sur la santé respiratoire des enfants a été identifiée (Jedrychowski *et al.* 2013). Cette étude menée en Pologne montrait une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et le risque d'infections broncho-pulmonaires répétées : pour chaque augmentation d'une unité logarithmique de la concentration de $PM_{2,5}$ prénatale, le risque de développer des infections récurrentes était de 2,05 (intervalle de confiance [IC] 95 % : 1,05–3,99). Cette association était renforcée en prenant en compte les niveaux intérieurs en $PM_{2,5}$ à l'âge de 3 ans (n=131 enfants) (OR = 2,82 ; IC95 % : 1,14–7,00)).

- Exposition postnatale

L'étude de cohorte de Franck *et al.* (2011) rapporte une association significative entre une exposition élevée aux $PM_{2,5}$ (au-delà du P75, soit 66 $\mu g.m^{-3}$) dans les logements et une augmentation du risque de bronchite, en particulier lorsqu'elle était associée à de la fièvre (OR = 2,82 ; IC95 % : 1,10–7,23 pour la bronchite avec fièvre et OR = 5,55 ; IC95% : 1,69–18,24 pour la bronchite obstructive avec fièvre). Ces associations étaient encore plus marquées au-delà du P90 (115 $\mu g.m^{-3}$) (OR = 9,73 ; IC95 % : 2,04–46,46 pour la bronchite obstructive avec fièvre). Des associations similaires mais plus faibles ont été observées avec les PM_{10}. Aucune association significative n'a été mise en évidence pour les sifflements respiratoires, et l'asthme n'a pas pu être étudié en raison du faible nombre de cas.

Les autres études identifiées ont été conduites dans les écoles.

L'étude transversale menée par Simoni *et al.* (2010) sur la période 2004-2005 n'a pas rapporté d'association significative entre les concentrations en PM_{10} et les symptômes respiratoires

chez les 654 enfants issus de 21 écoles de cinq pays européens (Norvège, Suède, Danemark, France et Italie), que ce soit en considérant les données sanitaires à l'échelle individuelle ou au niveau des salles de classe. Une différence significative a été observée pour la prévalence de la toux sèche nocturne, plus élevée lorsque les concentrations de PM_{10} étaient plus importantes : 20,8 % (faible niveau, < 50 µg.m^{-3}) vs 38,6 % (niveau élevé, ≥ 50 µg.m^{-3}), p = 0,001.

Madureira *et al.* (2015 et 2016) ont conduit deux études à Porto (Portugal) pour examiner les liens entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans différents environnements fréquentés par les enfants (écoles et domiciles) et la santé respiratoire, en particulier les symptômes asthmatiques et les affections respiratoires. Ces travaux s'appuient sur deux approches complémentaires : une étude transversale en milieu scolaire (Madureira *et al.* 2015) et une étude cas-témoins portant sur l'environnement domestique d'enfants asthmatiques (Madureira *et al.,* 2016). L'étude de Madureira *et al.* (2015) a été réalisée auprès de 978 enfants fréquentant des écoles publiques, durant l'hiver (de novembre à mars), entre 2011 et 2013. Les données de santé ont été recueillies par un questionnaire basé sur le protocole ISAAC (*International Study of Asthma and Allergies in Childhood*), complété par un examen clinique comprenant des tests spirométriques et des mesures de FeNO. Les analyses ont montré une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et la survenue de symptômes respiratoires récents. Par rapport au tertile d'exposition le plus bas (< 72,5 µg.m^{-3}), les enfants exposés aux niveaux les plus élevés de $PM_{2,5}$ (>97,93 µg.m^{-3}) avaient un risque presque doublé de sifflements respiratoires au cours des 12 derniers mois (OR = 1,90 ; IC95 % : 1,04–3,45) et ce risque était encore plus élevé pour les sifflements rapportés au cours des 30 derniers jours (OR = 2,28 ; IC95 % : 1,00–5,18). Des tendances similaires ont été observées pour les PM_{10}, avec un risque accru de sifflements (OR = 3,00 ; IC95 % : 1,23–7,33) pour les enfants exposés aux concentrations les plus élevées (>137,9 µg.m^{-3}). Il n'a pas été observé d'associations significatives pour les autres effets (toux, mucosités, allergies nasales, paramètres respiratoires, FeNO). L'étude cas-témoins de Madureira *et al.* (2016) portait sur 38 enfants diagnostiqués comme asthmatiques (cas) et 30 enfants asymptomatiques (témoins), recrutés parmi les participants de l'étude de 2015. Aucune association n'a été retrouvée entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ ou PM_{10} et l'asthme.

Dans une étude de panel de Zwozdziak *et al.* (2016) réalisée en Pologne, un panel de 141 enfants fréquentant une même école a été suivi sur la période 2009-2010. Les résultats de cette étude montrent une association significative entre une augmentation interquartile (IQR) de $PM_{2,5}$ et la diminution des principales mesures de la fonction pulmonaire, y compris la capacité vitale forcée (CVF), le volume expiratoire maximal en une seconde (VEMS), le débit expiratoire de pointe (DEP) et les débits expiratoires moyens (DEM) aux différents pourcentages du volume pulmonaire (DEM25, DEM50, DEM75).

L'étude transversale de Baloch *et al.* (2020) a inclus un large échantillon représentatif d'enfants scolarisés (N = 5 175) dans 54 villes réparties dans 23 pays européens. Les symptômes ont été recueillis par questionnaires standardisés (ISAAC, HESE, SEARCH[4]), portant sur une période de moins de 3 mois, incluant les symptômes des voies respiratoires supérieures et inférieures, oculaires, cutanés et systémiques. Deux classes d'exposition ont été définies en considérant un seuil de 38,4 µg.m^{-3} correspondant à la concentration médiane mesurée dans les salles de classe. Les résultats de l'étude ont montré des associations

4 HESE : Hygiène, Environnement, Santé, Enfant ; SEARCH : Study of Environment, Allergy, and Respiratory disease in Childhood and Housing (Étude sur Environnement, Allergie et Affections Respiratoires chez l'Enfant et le Logement)

significatives pour les niveaux élevés de $PM_{2,5}$ (> 38,4 µg.m^{-3}) pour les symptômes des voies respiratoires supérieures (OR = 1,33 ; IC95% : 1,04–1,69) et inférieures (OR = 1,32 ; IC95% : 1,00–1,75).

L'étude transversale de Branco *et al.* (2020) réalisée au Portugal auprès de 1530 enfants de crèches et d'écoles a mis en évidence une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et aux PM_{10} mesurées dans l'air des crèches et des écoles et la réduction du VEMS. En revanche, aucune association significative n'a été observée avec la survenue d'asthme, qu'il soit associé ou non à une sensibilisation allergique.

L'étude transversale de Chatzidiakou *et al.* (2014) a été menée auprès de 151 enfants, dans deux écoles, au Royaume-Uni, en 2011. Les symptômes évalués par questionnaire standardisé comprenaient des symptômes de l'asthme, des symptômes dermatologiques, dont l'eczéma et des symptômes oculaires, nasaux et pharyngés (démangeaisons oculaires, sensation de brûlure aux yeux, irritation des yeux, sécheresse oculaire, paupières enflées, catarrhe nasal et obstruction, démangeaisons nasales, sécheresse de la gorge, maux de gorge, toux irritative). Cette étude a montré des associations statistiquement significatives des symptômes oculaires, nasaux et pharyngés pour une augmentation de 100 µg.m^{-3} de PM_{10}. Aucune association n'a été observée entre les $PM_{2,5}$ et les symptômes de l'asthme et dermatologiques.

L'étude transversale de Sa *et al.* (2019), menée à Porto (Portugal) auprès de 164 enfants âgés de 3 à 10 ans fréquentant trois crèches et deux écoles primaires n'a pas mis en évidence de lien statistiquement significatif entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et la survenue de sifflements, que ce soit pour des concentrations inférieures ou supérieures à 25 µg.m^{-3}, seuil fixé par la législation portugaise pour les $PM_{2,5}$.

L'étude transversale menée par Sasso *et al.* (2019) réalisée à Marseille, visait à évaluer l'association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ à l'intérieur des salles de classe et la prévalence de troubles respiratoires et allergiques chez 1199 enfants scolarisés. Les données de santé ont été recueillies à l'aide du questionnaire ISAAC, portant sur les diagnostics et symptômes d'asthme, de rhinite allergique et d'eczéma. Les principaux résultats ont mis en évidence une association positive entre les niveaux de $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et la probabilité d'un diagnostic médical d'asthme.

L'étude transversale de Szabados *et al.* (2022) s'est déroulée de novembre 2017 à avril 2018 auprès de 1 084 enfants d'écoles primaires de cinq pays d'Europe centrale (République tchèque, Hongrie, Italie, Pologne, Slovénie). Les données sur la santé ont été collectées *via* le questionnaire ISAAC rempli par les parents, couvrant un large éventail de symptômes : asthme, rhinite, allergie, symptômes respiratoires (toux, congestion nasale), symptômes oculaires, cutanés et généraux. Trois classes d'exposition aux $PM_{2,5}$ ont été définies : <21 µg.m^{-3}, 21–37 µg.m^{-3} et ≥38 µg.m^{-3}. Les résultats ont mis en évidence une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ (≥38 µg.m^{-3}) et certains symptômes respiratoires (OR = 2,24 ; IC95 % : 1,26–3,97 pour la toux irritative à des concentrations ≥38 µg.m^{-3}, et OR = 1,73 IC95 % : 1,04–2,89 pour la congestion nasale pour des concentrations comprises entre 21 et 37 µg.m^{-3}).

- Exposition postnatale chez des enfants asthmatiques

Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence un lien entre l'exposition aux particules dans l'air intérieur et la prévalence de symptômes et/ou d'exacerbations d'asthme chez les enfants asthmatiques.

L'étude de cohorte Raaschou-Nielsen *et al.* (2010), conduite à Copenhague entre 1998 et 2003, n'a pas mis en évidence de lien statistiquement significatif entre l'exposition intérieure aux $PM_{2,5}$ au cours de la petite enfance (N=378 enfants) et les symptômes respiratoires précoces, malgré une population à haut risque en raison de l'asthme maternel. L'état de santé respiratoire des enfants était évalué *via* un suivi quotidien des symptômes respiratoires (principalement les sifflements), consignés par les parents dans des journaux et validés par une unité clinique.

Dans les écoles de six villes françaises, une augmentation statistiquement significative d'un biomarqueur de l'inflammation des voies respiratoires (FeNO) a été mis en évidence chez les enfants asthmatiques et non asthmatiques (N=104 enfants dont 34 asthmatiques et 70 non asthmatiques) exposés à des concentrations en $PM_{2,5}$ supérieures à 11,9 $\mu g.m^{-3}$ (valeur du P75 de la distribution des concentrations dans l'air intérieur des écoles, déterminée à partir de la figure 1 de l'article original) (Flamant-Hulin *et al.* 2010). L'effet était plus marqué chez les enfants atopiques.

En France, l'étude transversale d'Annesi-Maesano (2012) a mis en évidence une association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et l'augmentation de la prévalence de l'asthme allergique et de l'asthme induit par l'exercice chez 6 590 écoliers. Les enfants ont bénéficié d'un examen de santé la même semaine que la mesure de la qualité de l'air. Les paramètres évalués comprenaient : l'asthme induit par l'exercice, des tests cutanés, un questionnaire standardisé (ISAAC phase 2) portant sur la présence d'asthme (<12 mois), de rhinoconjonctivite (<12 mois) et d'asthme allergique (asthme + test cutané positif). Une association significative a été observée entre les niveaux de $PM_{2,5}$ en salle de classe et certaines affections respiratoires, notamment en saison chaude (asthme : OR = 1,28 ; IC95% : 1,00–1,65 ; asthme allergique : OR = 1,41 ; IC95% : 1,16–1,73). Une relation dose-réponse a été observée pour l'asthme atopique ($2^{ème}$ tertile : OR=1,10 non significatif ; $3^{ème}$ tertile : OR=1,42 ; p=0,002) et l'asthme induit par l'exercice (r=0,061 ; p<0,001).

L'étude transversale de Habre *et al.* (2014) conduite chez des enfants asthmatiques (N=36) vivant dans des quartiers urbains défavorisés de New York, a montré une association significative entre l'augmentation des concentrations intérieures en $PM_{2,5}$ et la majoration de la sévérité des symptômes de sifflement évalués par des questionnaires quotidiens, toutes saisons confondues (OR = 1,63 ; IC95 % : 1,11–2,39).

L'étude de cohorte menée par Woods *et al.* (2014), en Écosse, a examiné le lien entre l'exposition intérieure aux $PM_{2,5}$ et le contrôle de l'asthme chez 22 enfants sous traitement par corticostéroïdes inhalés. Les résultats de cette étude ont montré une association positive entre la concentration médiane pondérée de $PM_{2,5}$ et la variabilité du DEP, suggérant une instabilité bronchique liée à une exposition accrue aux $PM_{2,5}$. Par ailleurs, les concentrations plus élevées en $PM_{2,5}$ étaient corrélées à un score inférieur au test *Children's Asthma Control Test* (CACT), traduisant un contrôle de l'asthme moins bon. Ces corrélations étaient particulièrement marquées dans les foyers non-fumeurs, où une augmentation des $PM_{2,5}$ dans le salon était fortement associée à une diminution du score du test CACT sans impact notable sur la variabilité du DEP. Une tendance indiquait également qu'un temps plus long passé au-dessus du seuil de 35 $\mu g.m^{-3}$ de $PM_{2,5}$ pouvait augmenter la variabilité du DEP, bien que cette association soit proche de la signification statistique (p=0,015). En revanche, aucun lien n'a été identifié entre les pics de $PM_{2,5}$ ou les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ et le VEMS prédit, ce qui suggère que l'exposition aux $PM_{2,5}$ affecte davantage la variabilité des symptômes et le contrôle de l'asthme que la fonction pulmonaire statique chez ces enfants.

L'étude croisée d'Isiugo *et al.* (2019) visait à évaluer l'impact des $PM_{2,5}$ sur les paramètres de la fonction pulmonaire chez des enfants asthmatiques (N=44) résidant dans des zones à forte exposition à la pollution automobile aux États-Unis. Cette étude, menée entre septembre 2015 et août 2017, s'inscrivait dans le cadre d'une étude d'intervention plus large sur l'efficacité des purificateurs d'air HEPA (*High-Efficiency Particulate Air signifiant*), mais seules les données précédant l'intervention ont été analysées ici. Les résultats de l'étude montrent une diminution significative des paramètres de la fonction respiratoire en lien avec les concentrations en $PM_{2,5}$: une augmentation d'un écart-type des concentrations en $PM_{2,5}$ (17,7 $\mu g.m^{-3}$) entraînait une baisse de –6,1% (–10,2 ; –1,9) du ratio VEMS/CVF (%) et une baisse de –12,9 % (–24,9 ; –1,0) de DEM25-75.

L'étude transversale menée par Schachter en 2020 à New York visait à évaluer l'association entre l'exposition domestique à la pollution de l'air et les symptômes de l'asthme chez 36 enfants souffrant d'asthme modéré à sévère (Schachter *et al.* 2020). Les symptômes d'asthme ont été évalués au moyen d'un journal quotidien rempli par les familles. Aucune association statistiquement significative n'a été observée entre les concentrations en $PM_{2,5}$ et en PM_{10} et le score moyen hebdomadaire des symptômes ou l'usage quotidien moyen d'albutérol. Cependant, une augmentation d'un intervalle interquartile (donnée non disponible dans l'article) aux PM_{10} était significativement associée à la probabilité d'utiliser de l'albutérol au moins un jour par semaine (OR = 3,69 ; IC95 % : 1,03–13,27).

Dans une étude de cohorte menée par Gaffin *et al.* (2020) aux États-Unis, 297 enfants asthmatiques (47 nés prématurés, 250 nés à terme) ont été suivis pendant une année scolaire. Les niveaux de $PM_{2,5}$ ont été mesurés à deux reprises, à l'automne et au printemps, dans les salles de classe fréquentées par les enfants. Les résultats n'ont pas montré d'association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et la survenue de symptômes de l'asthme (nombre maximal de jours ou de nuits avec des symptômes d'asthme ou une activité limitée à cause de l'asthme au cours des 14 jours précédant l'enquête) ou le recours aux soins de santé (nombre de consultations non programmées pour l'asthme) chez les enfants nés prématurément ni chez ceux nés à terme. Néanmoins, les résultats montrent qu'une augmentation de 1 $\mu g.m^{-3}$ de la concentration d'exposition aux $PM_{2,5}$ (p=0,02) induit une diminution du VEMS plus importante chez les enfants nés prématurément» (par rapport aux enfants nés à terme).

Plusieurs études ont été menées chez des enfants asthmatiques à Baltimore, aux États-Unis. Les participants à ces études étaient issus en majorité de milieux défavorisés et à plus de 90 % afro-américains. Deux études complémentaires menées par McCormack (2009 et 2011) ont été conduites entre 2001 et 2004 auprès d'une cohorte prospective de 150 enfants récemment diagnostiqués asthmatiques. Les résultats de ces deux études convergent et montrent que l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur du domicile est associée à une aggravation des symptômes asthmatiques, notamment les symptômes nocturnes, les limitations d'activité, les sifflements sévères et l'usage accru de médicaments de secours. Dans l'étude de 2009, les symptômes asthmatiques ont été documentés par un questionnaire rempli par les parents (ISAAC et *Children's Health Survey for Asthma*) et un journal d'activités sur la période de suivi (Mc Cormack *et al.* 2009). Les résultats ont montré une association significative entre une augmentation d'un incrément de 10 $\mu g.m^{-3}$ de $PM_{2,5}$ et la limitation de l'activité physique (OR = 1,04 ; IC95% : 1,00-1,09), la prévalence de symptômes nocturnes (OR = 1,06 ; IC95% : 1,01-1,10), les sifflements (OR = 1,07 ; IC95% : 1,00-1,14), l'utilisation de médicaments de secours (OR = 1,04 ; IC95% : 1,01-1,08), les symptômes induits par l'exercice (OR = 1,07 ; IC95% : 1,02-1,11). L'autre étude, basée sur la même cohorte, a affiné l'analyse en intégrant la stratification selon l'atopie (déterminée par des tests cutanés à

l'inclusion) (Mc Cormack *et al.* 2011). Les résultats ont montré une association significative entre une augmentation d'un incrément de 10 µg.m^{-3} de $PM_{2,5}$ chez les individus atopiques et la limitation des activités (OR = 1,07 ; IC95 % : 1,02-1,13), les symptômes nocturnes (OR=1,09 ; IC95 % : 1,03-1,14) et les symptômes induits par l'exercice (OR = 1,07 ; IC95 % : 1,02-1,13). Chez les individus non atopiques, des associations significatives ont été identifiées pour les sifflements (OR = 1,12 ; IC95 % : 1,02-1,22) et l'utilisation de médicaments de secours (OR = 1,09 ; IC95 % : 1,02-1,15). L'étude de cohorte de Bose *et al.* (2019), menée auprès de 120 enfants asthmatiques, tenait compte des effets modulateurs de l'obésité et du statut en vitamine D. Les symptômes asthmatiques ont été évalués par questionnaires remplis par les parents sur 7 jours à chaque visite (symptômes diurnes et nocturnes, utilisation de médicaments de secours) et par spirométrie (VEMS et CVF) (résultats non présentés dans l'article). Des numérations de la formule sanguine étaient également réalisées (résultats non présentés dans l'article). Les résultats de cette étude ont montré que l'exposition à des niveaux élevés de $PM_{2,5}$ en intérieur était associée à une augmentation des symptômes de l'asthme, en particulier chez les enfants obèses présentant un déficit en vitamine D (OR = 1,26 ; p=0,049). Dans l'étude de cohorte de Brigham *et al.* (2019), les concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} mesurées au domicile de 135 enfants asthmatiques n'étaient pas directement associées aux symptômes d'asthme ou aux marqueurs d'inflammation, mais des interactions significatives avec les niveaux d'ozone suggèrent un effet combiné de la pollution atmosphérique extérieure et intérieure sur la santé respiratoire des enfants asthmatiques. Enfin, un essai clinique randomisé a été mené par Grant *et al.* (2023) auprès de 155 enfants. Les critères d'inclusion comprenaient : (1) un asthme persistant, (2) une exacerbation récente (<18 mois), (3) une sensibilisation à un allergène intérieur (test cutané >2 mm ou IgE >0,35 kU/L) et (4) la capacité à suivre les modalités d'intervention à domicile. Les effets sur la santé respiratoire ont été évalués à travers deux phénotypes d'asthme : l'*air trapping* (piégeage de l'air) et la limitation du débit aérien. Aucune association statistiquement significative n'a été retrouvée entre les concentrations en $PM_{2,5}$ et PM_{10} et ces phénotypes, que ce soit dans les groupes 'intervention' ou 'contrôle'.

3.3.2.2.2 Etudes chez les adultes

Chez les adultes, la littérature est plus limitée. L'étude transversale de Simoni *et al.* (2004) conduite en Italie avait pour objectif d'évaluer l'impact de l'exposition aux $PM_{2,5}$ et au NO_2 dans l'air intérieur sur la santé respiratoire des adultes. Les symptômes respiratoires aigus, les caractéristiques du logement et les habitudes de vie des participants ont été évalués par questionnaire. La fonction respiratoire a été évaluée au moyen de mesures répétées du DEP quatre fois par jour. Les expositions ont été estimées en considérant les concentrations mesurées et la durée d'exposition. Elles étaient considérées comme « faibles » ou « élevées » en se basant sur la valeur médiane de l'exposition (68 µg.m^{-3} en hiver). Une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et l'apparition d'affections respiratoires aiguës avec fièvre (OR = 1,62 ; IC 95 % : 1,04–2,51) a été mise en évidence. Par ailleurs, les symptômes de type bronchitique ou asthmatique étaient également associés aux niveaux de $PM_{2,5}$ (OR = 1,39 ; IC 95 % : 1,17–1,66). La variabilité du DEP montrait une corrélation positive avec l'exposition aux $PM_{2,5}$, tant pour l'amplitude maximale (OR = 1,38 ; IC95 % : 1,24–1,54) que pour la variation diurne (OR = 1,37 ; IC95 % : 1,23–1,53).

Aucune association significative entre les concentrations de $PM_{2,5}$ ou PM_{10} et les fonctions pulmonaires à J0, J+1, J+2 n'a été rapportée dans l'étude transversale de De Hartog *et al.* (2010) menée auprès de 135 volontaires répartis équitablement entre les quatre villes (Helsinki

(Finlande), Athènes (Grèce), Amsterdam (Pays-Bas), Birmingham (Royaume-Uni), d'octobre 2002 à mars 2004.

L'étude menée par Soppa *et al.* (2014) en Allemagne est une étude expérimentale contrôlée randomisée en *cross-over,* visant à évaluer les effets respiratoires aigus d'une exposition domestique à différentes sources de pollution particulaire dans l'air intérieur, notamment la combustion de bougies, le grillage du pain et la friture. Cinquante-cinq adultes non-fumeurs, âgés de 18 à 79 ans, ont participé à plusieurs sessions d'exposition contrôlée, chacune espacée de deux semaines. L'évaluation des fonctions respiratoires incluait la CVF, le VEMS, leur ratio (VEMS/CVF), ainsi que le DEM entre 25 % et 75 % de la CVF (DEM25–75), mesurés avant l'exposition, puis 4 heures et 24 heures après. Les résultats ont mis en évidence une diminution significative du DEM25–75 quatre heures après l'exposition liée à l'activité de friture (-23 mL/s ; IC95 % : -37 à -9 pour les $PM_{2,5}$ et DEM25-75 = -11 mL/s ; IC95 % : -21 à -1 pour les PM_{10}). Vingt-quatre heures après l'exposition, la baisse du DEM25–75 restait significative pour les $PM_{2,5}$ (-20 mL/s ; IC95% : -36 à -4).

Plusieurs études ont été conduites chez des patients atteints de BPCO ou d'asthme. L'étude de cohorte prospective de Balmes *et al.* (2014) a montré des associations entre les $PM_{2,5}$ intérieures et des symptômes respiratoires chez 302 adultes asthmatiques. Trois catégories d'exposition ont été définies (faible (≤10 µg.m^{-3}) ; moyenne (11–21 µg.m^{-3}) ; élevée (≥21 µg.m^{-3})). Les paramètres de santé évalués étaient les symptômes respiratoires auto-déclarés et la fonction respiratoire (VEMS). Une association positive a été observée entre les concentrations en $PM_{2,5}$ mesurées dans la cuisine et la survenue de symptômes respiratoires pour une ; exposition élevée uniquement (OR = 1,64 ; IC95 % : 1,00–2,69), p = 0,05 (limite de la significativité)). Aucune association significative n'a été observée entre l'exposition globale aux $PM_{2,5}$ (toutes zones confondues) et les symptômes respiratoires, ou lors des analyses stratifiées par sexe ou par âge. Aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les niveaux de $PM_{2,5}$ et les valeurs de VEMS. L'étude transversale menée par McCormack *et al.* (2016) a été réalisée dans la région de Baltimore auprès d'anciens fumeurs atteints de BPCO. Les critères d'inclusion comprenaient un âge supérieur ou égal à 40 ans, un VEMS post-bronchodilatateur inférieur ou égal à 80 % de la valeur prédite, un rapport VEMS/CVF inférieur à 70 %, ainsi qu'un tabagisme passé supérieur à 10 paquets-années. Tous les participants devaient avoir cessé de fumer depuis plus d'un an et présenter un taux de monoxyde de carbone expiré inférieur ou égal à 6 ppm. Chez les participants obèses, une augmentation de 10 µg.m^{-3} de $PM_{2,5}$ était associée à une aggravation significative de plusieurs symptômes de la BPCO, à une utilisation accrue des bronchodilatateurs de secours, à une augmentation de la fréquence des symptômes nocturnes, à une élévation du score de dyspnée et une dégradation du score total du questionnaire SGRQ (*St. George's Respiratory Questionnaire*). Cette exposition était également liée à une fréquence plus élevée de sifflements respiratoires, une augmentation des exacerbations et une élévation du taux d'éosinophiles circulants, suggérant une activation inflammatoire.

L'étude de cohorte menée par Hart *et al.* (2018) s'est intéressée à l'impact de l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures sur les paramètres de la fonction respiratoire chez 125 adultes présentant un risque élevé de BPCO dans la région de Boston. Les participants présentaient un rapport VEMS/CVF inférieur à 0,70 ou un diagnostic d'emphysème documenté dans leur dossier médical par tomodensitométrie thoracique. Aucune association significative n'a été observée pour les $PM_{2,5}$ intérieures.

L'étude de Maesano *et al.* (2019) réalisée en Auvergne (France) entre février et avril 2012 visait à évaluer l'impact de la pollution de l'air intérieur dans des environnements agricoles sur la santé respiratoire de 109 agriculteurs. Les résultats ont été classés en fonction du 75e percentile des concentrations mesurées dans les logements (PM_{10} : 32 $\mu g.m^{-3}$; $PM_{2,5}$: 4 $\mu g.m^{-3}$), les greniers (PM_{10} : 167 $\mu g.m^{-3}$; $PM_{2,5}$: 8 $\mu g.m^{-3}$) et les étables (PM_{10} : 28 $\mu g.m^{-3}$; $PM_{2,5}$: 3 $\mu g.m^{-3}$) pour comparer les expositions « faibles » (<P75) et « élevées » (≥P75). Les participants ont bénéficié d'examens spirométriques et d'un diagnostic d'asthme ou de BPCO établi selon des critères cliniques et fonctionnels. Les résultats n'ont pas montré d'associations significatives entre les niveaux de $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans les logements et le risque de BPCO ou le diagnostic d'asthme. Toutefois, une exposition élevée aux $PM_{2,5}$ dans les greniers (≥ 8 $\mu g.m^{-3}$) était significativement associée à un risque accru d'obstruction précoce des voies aériennes (OR = 5,26 IC95 % : 1,09–25,28). Cette association n'était pas observée pour les PM_{10}.

L'étude de panel de Kim *et al.* (2021) a évalué la relation entre les niveaux de $PM_{2,5}$ à l'intérieur des domiciles et la sévérité des exacerbations. L'analyse a permis de comparer l'exposition intérieure entre les sujets ayant eu des exacerbations sévères de BPCO et ceux ayant eu des formes plus modérées ou légères. Les participants ayant subi des exacerbations sévères de BPCO étaient ceux pour lesquels l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures était la plus élevée, tant en termes de concentration que de durée à des seuils critiques (concentration moyenne de $PM_{2,5}$: élevée : 15,17 ± 8,37 $\mu g.m^{-3}$, modérée/légère : 9,94 ± 5,80 $\mu g.m^{-3}$, p = 0,028 ; durée d'exposition à des niveaux élevés de $PM_{2,5}$ (≥35 $\mu g.m^{-3}$) sur 4 mois : élevée : 230,73 ± 62,29 heures, modérée/légère : 91,04 ± 29,74 heures, p = 0,031 ; durée à des niveaux très élevés (≥75 µg/m³) : élevée : 48,00 ± 20,42 heures, modérée/légère : 9,00 ± 4,41 heures, p = 0,030).

L'étude de cohorte de Busenkell *et al.* (2022), menée auprès de 147 adultes atteints de BPCO a montré que l'augmentation de l'exposition d'un IQR (5,6 $\mu g.m^{-3}$) aux $PM_{2,5}$ intérieure était associée à une augmentation significative de l'inflammation systémique chez des patients atteints de BPCO, avec des variations en fonction de l'état de santé (diabète, obésité) et de l'utilisation de médicaments modulateurs de l'inflammation (statines, NSAID).

L'étude de cohorte prospective de Hansel *et al.* (2023) visait à évaluer l'impact de l'exposition au $PM_{2,5}$ à domicile sur le déclin de la fonction respiratoire (VEMS) chez 1 168 adultes fumeurs ou ex-fumeurs, avec ou sans BPCO résidant dans sept villes américaines. Chez les anciens fumeurs, l'exposition élevée aux $PM_{2,5}$ (P95 = 31,3 $\mu g.m^{-3}$) était associée à un déclin accéléré du VEMS par rapport à ceux exposés à de faibles concentrations (P5=1,7 $\mu g.m^{-3}$) ($PM_{2,5}$ bas : −27,7 $mL.an^{-1}$;IC95 % : −39,8 à −15,7 ; $PM_{2,5}$ élevé : −58,4 $mL.an^{-1}$; IC95 % : −83,7 à −33,2 ; interaction significative (p = 0,044)). Chez les fumeurs actuels, le déclin du VEMS était plus marqué que chez les anciens fumeurs, sans différence significative entre les niveaux bas et élevés de $PM_{2,5}$.

L'étude de cohorte de Kang *et al.* (2023) a été réalisée aux Etats-Unis auprès de 53 adultes asthmatiques (diagnostic médical auto-déclaré). L'état de santé respiratoire a été évalué chaque mois par le biais du questionnaire ACT sur le contrôle de l'asthme (*score Asthma Control Test* - ACT). Un score ACT ≤ 19 indiquait un asthme mal contrôlé. Les analyses transversales (comparaison entre les niveaux moyens annuels de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} et les scores ACT annuels) n'ont pas mis en évidence d'association statistiquement significative. En revanche, les analyses longitudinales ont révélé des associations significatives et négatives entre les concentrations de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} et les scores ACT mensuels, indiquant une détérioration du contrôle de l'asthme avec l'augmentation des expositions aux particules ($PM_{2,5}$: β = -0,12 (IC95 % : -0,24 ; -0,01) ; PM_{10} : β = -0,14 (IC95 % : -0,.26 ; -0,01)).

Enfin, l'étude prospective en séries temporelles conduite par Xydi *et al.* (2024) en Grèce a montré que l'exposition quotidienne aux $PM_{2,5}$ intérieures induisait une diminution immédiate (lag0) non significative du DEP, suivie d'une augmentation significative du DEP les jours suivants (lag1 à lag3). Cette étude n'a été conduite que chez cinq patients atteints d'asthme ou de BPCO.

3.3.2.2.3 Etudes chez les personnes âgées

Chez les personnes âgées, l'étude transversale de Belo *et al.* (2019) conduite auprès de 269 résidents d'hébergement pour personnes âgées dépendantes (EHPAD) de Lisbonne (Portugal) suggère que l'exposition aux $PM_{2,5}$ en EPHAD pourrait entraîner une acidification des voies respiratoires (diminution de 0,04 unités du pH du condensat de l'air expiré pour une augmentation de 10 $\mu g.m^{-3}$ de $PM_{2,5}$, β = –0,04 ; IC95 % : –0,06 à –0,01), potentiellement indicatrice d'un stress oxydatif ou d'une inflammation chronique, bien que les symptômes cliniques et les mesures de la fonction pulmonaire n'aient pas montré d'association significative. L'étude transversale de Bentayeb *et al.* (2015) a évalué l'impact de la pollution de l'air intérieur sur la santé respiratoire des personnes âgées résidant dans des maisons de retraite de sept pays européens (Belgique, Danemark, France, Grèce, Italie, Pologne, Suède). Cette étude, conduite auprès de 600 résidents d'établissements de retraite a montré que des niveaux élevés de PM_{10} (supérieurs à la médiane estimée à 35 $\mu g.m^{-3}$ d'après la figure 1 de l'article) étaient associés à une augmentation de certains symptômes respiratoires (dyspnée : OR = 1,53 ; IC95 % : 1,15-2,07 ; Toux : OR = 1,73 ; IC95 % : 1,17-10,3). Ces effets étaient exacerbés en l'absence de ventilation des locaux adéquate. Aucune association significative n'a été observée pour les autres effets considérés (asthme, BPCO, sifflements, production de crachats, paramètres de la fonction respiratoire, FeNO).

L'étude transversale menée par Mendes *et al.* (2016) à Porto (Portugal) visait à explorer l'association entre l'exposition aux PM_{10} et $PM_{2,5}$ et les symptômes respiratoires chez 143 personnes âgées vivant en établissements de soins de longue durée. Les données de santé ont été recueillies à l'aide du questionnaire BOLD (*Burden of Obstructive Lung Disease*), qui interrogeait les résidents sur des symptômes respiratoires tels que la respiration sifflante, la toux, la production de crachats, l'asthme et la rhinite allergique. Les résultats de l'étude ont montré qu'une exposition à des concentrations de PM_{10} supérieures à la valeur de référence nationale (50 $\mu g.m^{-3}$) était associée à une augmentation du risque de rhinite allergique (OR = 2,87 ; IC 95 % : 1,14–7,24 ; p = 0,025). En revanche, aucune analyse concluante n'a pu être réalisée pour les $PM_{2,5}$ en raison du fait que la majorité des mesures dépassaient déjà le seuil de référence, ce qui empêchait une classification discriminante des expositions. De plus, les autres symptômes respiratoires (tels que toux, sifflements ou production de crachats) n'ont pas montré d'association statistiquement significative avec les niveaux de particules mesurés.

3.3.2.2.4 Synthèse des études individuelles sur les effets respiratoires

Tableau 9 : Description des études épidémiologiques portant sur les effets respiratoires des PM_{10} et des $PM_{2,5}$

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
Jedrychowski *et al.* 2013	Cohorte	Pologne (7 ans)	Enfants (N=214, jusqu'à l'âge de 7 ans)	Exposition pré et post natale (à 3 ans) par mesures individuelles	[$PM_{2,5}$] prénatale moy. = 42,37 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] postnatale moy. = 44,36 µg.m^{-3}	Tabagisme passif pré et post natal, zone de résidence, atopie et asthme de l'enfant diagnostiqué, concentrations en $PM_{2,5}$ intérieures à 3 ans	Infections bronchopulmonaires récurrentes (pour chaque augmentation d'une unité logarithmique de la concentration en $PM_{2,5}$) : - Sans prise en compte [$PM_{2,5}$] à 3 ans : OR=2,05 ; IC95% : 1,05-3,99 - Après prise en compte : OR=2,82 ; IC95% : 1,14–7,00)
Simoni *et al.* 2010	Transversale	Norvège, Suède, Danemark, France, Italie (2004-2005)	Enfants (N=654, âge : 10 +/- 0,8 ans)	Néphélométrie (2h)	Tous pays confondus : [PM10] Moy. = 112 µg.m^{-3} [PM10] Med. =106 µg.m^{-3} [PM10] Min.=14 µg.m^{-3} [PM10] Max.=260 µg.m^{-3}	Tabagisme passif, sexe, âge	Pas d'associations significatives entre l'exposition aux PM_{10} et les symptômes respiratoires Une différence significative est observée pour la prévalence de la toux sèche nocturne : 20,8 % (faible niveau) vs 38,6 % (niveau élevé), p = 0,001.
Madureira *et al.* 2015	Transversale	Portugal (2011-2013)	Enfants (N=978, 8–10 ans)	Photomètres portables (5 jours), hiver, 20 écoles	[$PM_{2,5}$]: med. =82 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25=67 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 106 µg.m^{-3} [PM_{10}] med. = 127 µg.m^{-3}, [PM_{10}] P25=109 µg.m^{-3}, [PM_{10}] P75=167 µg.m^{-3} Trois tertiles de concentrations (µg.m^{-3}): PM2,5 : T1 : <72,5 (réf)	Âge, sexe, niveau d'éducation de la mère, IMC, humidité relative et température	Sifflements (<12 mois) PM2,5 T1 : réf T2 : OR = 1,72 (0,96-3,08) T3 : OR = 1,90 (1,04-3,45) PM_{10} T1 : réf T2 : OR = 1,23 (0,.66-2,27) T3 : OR = 1,93 (1,07-3,49) Sifflements (<30 jours) $PM_{2,5}$

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
					T2 : 72,5-97,9 T3 : >97,9 PM_{10} T1 : <16,8 (réf) T2 : 116,8-137,9 T3 : >137,9		T1 : réf T2 : OR = 1,44 (0,62-3,39) T3 : OR = 2,28 (1,00-5,18) PM_{10} T1 : réf T2 : OR = 1,58 (0,61-4,09) T3: OR = 3,00 (1,23-7,33) Absence d'association pour allergies nasales, toux, mucosités, paramètres respiratoires (CVF, VEMS, VEMS/CVF, DEM25-75), FeNO
Madureira *et al.* 2016	Cas-témoins	Portugal (2012-2013)	Enfants (38 cas âge moyen = 8,5 ans, 30 témoins âge moyen = 8,6 ans)	Photomètres (8h, 7 jours), logements (chambres)	[$PM_{2,5}$] (cas/témoins) (µg.m^{-3}): Moy. = 89 / 79 Med.=54 / 67 P25 = 42 / 46 P75 = 123 / 87 Min = 36 / 19 Max = 287 : 307 [PM_{10}] (cas/témoins) (µg.m^{-3}) : Moy.=92 / 82 Med = 56 / 71 P25 = 46 / 48 P75 = 131 / 90 Min = 38 / 20 Max = 296 / 308	Âge, sexe, niveau d'éducation de la mère et exposition intérieure (en tant que variable catégorielle et au-dessus du seuil de détection), indépendamment de la fréquentation de la salle de classe	Asthme : non significatif
Zwozdziak *et al.* 2016	Cohorte	Pologne (2009-2010)	Enfants (141, 13–14 ans)	Impacteurs en cascade (moyenne sur 8h et sur 16h,	[$PM_{2,5}$] Moy. = 61 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] IQR = 61 µg.m^{-3}	Sexe, proximité de rues très fréquentées, allergie à la poussière et	Diminution significative des paramètres respiratoires pour chaque augmentation d'un IQR de $PM_{2,5}$: CVF : −1,0 (−1,4, −0,6)

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
				pendant 5j.), écoles		nuisance liée au trafic	VEMS : −2,1 (−2,6, −1,6) DEP : −5,2 (−5,7, −4,7) DEM 25 : −4,7 (−5,3, −4,1) DEM50: −3.9 (−4,5, −3,2) DEM75: −3,5 (−4,1, −2,9)
Baloch *et al.* 2020	Transversale	23 pays (Europe)	Enfants (5175, âge moy. 8,9 ans)	Gravimétrie et mesure optique en continu (24h), écoles	[$PM_{2,5}$] Moy. = 45,3 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med. = 38,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25 = 22,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 51,3 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P10 = 16,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P90 = 85,6 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P99 = 187,5 µg.m^{-3}	Âge, sexe, tabac, animaux, CO_2, ventilation, etc.	Associations significatives pour des concentrations en $PM_{2,5}$ > 38,4 µg.m^{-3} (médiane) : Symptômes des voies respiratoires supérieures : OR = 1,37 (1,09;1,74) (modèle 1) OR = 1,33 (1,04;1,69) (modèle 2) Symptômes des voies respiratoires inférieures : OR = 1,34 (1,02;1,76) (modèle 1) OR = 1,32 (1,00;1,75) (modèle 2) Pas d'associations significatives pour les autres effets non respiratoires (oculaires, cutanés et systémiques)
Branco *et al.* 2020	Transversale	Portugal (2013-2016)	Enfants (1530, 3-10 ans)	Mesure optique en continu (24h, de 1 à 9 jours), crèches et écoles	Concentrations mesurées pendant l'occupation des locaux [$PM_{2,5}$] Med. = 38,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] IQR = 26,3 µg.m^{-3} [PM_{10}] Med. = 59,5 µg.m^{-3} [PM_{10}] IQR = 42,7 µg.m^{-3}	Localisation du site (urbain / rural), campagne d'étude, sexe, groupe d'âge (école maternelle ou primaire), IMC, antécédents familiaux d'asthme, niveau d'instruction de la mère, exposition à la fumée de tabac à la maison, contact de l'enfant avec des animaux de ferme	Associations significatives pour le VEMS Pour une augmentation d'IQR : $PM_{2,5}$: OR = 1,82 (1,34–2,48), p < 0,001 PM_{10} : OR = 2,13 (1,42–3,18), p < 0,001 Pour une exposition supérieure à la médiane PM_{10} : OR = 3,54 (1,82–6,88), p < 0., $PM_{2,5}$: OR = 2,43 (1,29–4,61), p = 0,005

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
						durant la première année de vie, et présence d'animaux domestiques (chat ou chien) à la maison	Pour un dépassement des seuils réglementaire (25 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et 50 µg.m^{-3} pour les PM_{10}) OR = 2,08 (1,04-4,14) (p=0,034) PM_{10} : OR = 2,73 (1,21–6,12), p = 0,010 Pas d'associations significatives pour les autres effets respiratoires : sifflements respiratoires actifs rapportés au cours des 12 derniers mois, asthme rapporté (selon le questionnaire ISAAC), asthme diagnostiqué, fonction pulmonaire : rapport VEMS/CVF réduit (< 0,90), présence d'asthme avec ou sans sensibilisation aux aéroallergènes (diagnostic basé sur des tests cutanés d'allergie (SPT)), ou absence d'asthme
Chatzidiakou *et al.* 2014	Transversale	Royaume-Uni (2011)	Enfants (151, 9–11 ans)	Mesure optique (5 j), écoles	[$PM_{2,5}$] Med. : de 36 à 43 µg.m^{-3} [PM_{10}] Med : de 57 à 62 µg.m^{-3}	Tabagisme passif, sexe	PM_{10} : Symptômes muqueux (oculaire, nasal, gorge) : OR = 1,4 (1,1-1,9) pour une augmentation de 100 µg.m^{-3} Pas d'associations significative pour les autres symptômes (asthme et symptômes cutanés) et pour les $PM_{2,5}$
Sa *et al.* 2019	Transversale	Portugal (2016)	Enfants (N=164, 3–10 ans)	Mesure optique (24 à 48h), crèches, écoles	[$PM_{2,5}$] min = 20,5 [$PM_{2,5}$] med = 32,6 [$PM_{2,5}$] moy = 41,6 [$PM_{2,5}$] max = 67,9 [$PM_{2,5}$] IQR = 38,1	Sexe, âge, groupe (pré-scolaire / école primaire) et antécédents parentaux d'asthme	Non significatif (sifflements)

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
Sasso *et al.*2019	Transversale	France (2016)	Enfants (N=1199, âge moy. 10,3)	Gravimétrie et mesures optiques (8h/j, 4,5j/s, dé février à juillet), écoles	[$PM_{2,5}$] Moy = 10,4 (2016) [$PM_{2,5}$] Moy = 15,7 (1999)	Âge, sexe, quartier de résidence, antécédents familiaux d'asthme et de réactions allergiques, niveau socioéconomique, tabagisme passif, alimentation, état du logement (niveau d'insalubrité), présence d'animaux domestiques, prématurité, IMC, faible poids de naissance, mode de garde, allaitement maternel > 4 mois	Association significative pour l'asthme diagnostiqué (résultats fournis uniquement sous forme de figure dans l'article) T1 : Réf. T2 : OR ~1,8 T3 : OR ~2,3 Pas d'association significative pour la rhinite allergique et l'eczéma
Szabados *et al.* 2022	Transversale	Tchéquie, Hongrie, Italie, Pologne, Slovénie (2017–2018)	Enfants (N=1084, 6–14 ans)	Gravimétrie (5 j)	[$PM_{2,5}$] moy. = 31 µg.m^{-3} Trois classes d'exposition : Réf. : < 21 µg.m^{-3} T1 : 21-37 µg.m^{-3} T2 : ≥ 38 µg.m^{-3}	Pays, sexe, IMC, niveau d'éducation de la mère, présence d'animaux domestiques, humidité/moisissures au domicile et température en classe	Toux : association significative T1 : OR = 1,78 (0,87 - 3,65) T2 : OR = 2,24 (1,26 - 3,97) p>0,01 Obstruction nasale: association significative T1 : OR = 1,73 (1,04–2,89) p<0,05 Pas d'associations significatives pour les autres symptômes respiratoires (rhinorrhée, obstruction nasale, sensation de sécheresse pharyngée, gorge irritée)
Raaschou-Nielsen *et al.* 2010	Cohorte	Danemark (1998–2003)	Enfants (N=378, <18 mois)	Gravimétrie (3x7j sur une période de 18 mois), logements (chambres)	[$PM_{2,5}$] moy. = 17,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] med = 12,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P95= 53,3 µg.m^{-3}	Sexe, zone de résidence, niveau d'éducation de la mère, fonction pulmonaire	Pas d'association significative (sifflements)

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
						(VEMS0,5) mesurée à l'âge de 1 mois	
Gaffin *et al.* 2020	Cohorte	USA (2008-2013)	Enfants asthmatiques (N=297, 5-15 ans)	Écoles (pas d'information sur la méthode et la durée de la mesure)	[$PM_{2,5}$] Med= 4,9 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25 = 3,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 6,1 µg.m^{-3}	Âge, ethnie, sexe, tabagisme passif	Diminution du VEMS entre les enfants nés prématurés et ceux nés à terme pour une augmentation de 1 µg.m^{-3} de concentration d'exposition aux $PM_{2,5}$ (p = 0,02)
Flamant-Hulin *et al.* 2010	Étude transversale	France (1999-2000)	Enfants (N=34 asthmatiques, 70 non asthmatiques, âge moyen = 10,4 ans)	Gravimétrie (5j), écoles	<u>Concentrations faibles (<P75) :</u> [$PM_{2,5}$] Min = 6,1 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max=11,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Moy=8,9 µg.m^{-3} <u>Concentrations élevées (≥ P75) :</u> [$PM_{2,5}$] Min = 12,0 [$PM_{2,5}$] Max = 15,6 [$PM_{2,5}$] Moy = 13,4 La valeur du P75 a été estimée à 11,9 µg.m-3 à partir de la figure 1 de l'article	Atopie, origine géographique de la mère, niveau d'éducation des parents, antécédents familiaux d'allergie, tabagisme passif	Augmentation significative du FeNO chez les enfants exposés à des $PM_{2,5}$ > P75. Effet plus marqué chez les enfants atopiques. β (IC95%) in Log10 (FeNO) Non atopiques : 0,10 (0,01;0,18) Atopiques: 0,33 (0,20;0,46)
Annesi-Maesano *et al.* 2012	Étude transversale	France 1999–2000	Enfants (N=6 590, de 9 à 10 ans)	Gravimétrie (5j), écoles	Concentrations déterminées à partir de la figure 1 de l'article [$PM_{2,5}$] Min = 7,2 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max =27,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med =15,8 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Moy =14,4 µg.m^{-3}	Age, sexe, tabagisme passif, antécédents familiaux, humidité, gaz, origine ethnique, statut socio-économique	Association significative entre $PM_{2,5}$ et asthme allergique/exercice, surtout en saison chaude OR = 1,28 IC95 %(1,00-1,65) OR = 1,41 IC95 %(1,16-1,73) (saison chaude)
Habre *et al.* 2014	Étude transversale	USA (2008-2009)	36 enfants asthmatiques, 6–14 ans	Gravimétrie (7j), logements (salon)	[$PM_{2,5}$] Moy = 20,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Min = 5,9 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med = 15,8 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max = 233,6 µg.m^{-3}	Sexe, ethnie, saison, ozone extérieur	Association significative : sévérité des sifflements (OR = 1,63 IC95 %(1,14, 2,34))

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
Simoni *et al.* 2004	Transversale	Italie	Adultes (N=421)	Gravimétrie (7j en été et en hiver), logements (salon)	Eté/hiver Pise : [$PM_{2,5}$] moy = 47/67 µg.m^{-3} Delta du Po : [$PM_{2,5}$] moy = 50/76 µg.m^{-3}	Sexe, âge, zone de résidence, tabac	Associations significatives : Affections aiguës (OR=1,62 IC95 %(1,04-2,52)), symptômes bronchitiques/asthmatiques (OR=1,39 IC95 %(1,17-1,66)), variabilité DEP (OR=1,38 IC95 %(1,24-1,54))
Jansen *et al.* 2005	Etude de panel	USA	Adultes BPCO et/ou asthme (N=16)	Gravimétrie (12j), logements	[$PM_{2,5}$] Moy = 7,9 [$PM_{2,5}$] IQR = 4,05 [PM_{10}] Moy = 11,93 [PM_{10}] IQR = 6,93	Âge, humidité relative, température	Pas d'association significative (FeNO, paramètres de la fonction pulmonaire)
De Hartog *et al.* 2010	Transversale	Europe (Finlande, Grèce, Pays-Bas, Royaume-Uni)	Adultes BPCO et/ou asthme (N=135)	Gravimétrie (7j)	Finlande/Grèce/Pays-Bas/Royaume-Uni [PM_{10}] Med = 11,1/32,6/20,9/14,2 µg.m^{-3} [PM_{10}] Min = 2,7/5,5/6,1/4,3 µg.m^{-3} [PM_{10}] Max = 40,6/77,2/106,8/509,1 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med = 6,5/20,3/12,9/7,3 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Min = 1,5/3,3/4,0/1,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max = 35,1/51,5/98,5/512,3 µg.m^{-3}	Supervision du test (oui/non), saison (printemps, été, automne, hiver), moment de la journée (matin, midi, soir), température et humidité ambiantes	Aucun effet significatif sur la fonction pulmonaire
Soppa *et al.*, 2014	Étude expérimentale randomisée croisée contrôlée	Allemagne	Adultes (N=55)	Méthode optique (2h), exposition en laboratoire à différentes sources de PM2,5 : bougies, grillage de pain grillé, friture	[$PM_{2,5}$] Ref : moy = 4,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Bougies niveau 1 : moy = 52,6 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Bougies niveau 2 : moy = 80,9 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Grillage de pain niveau 1 : moy = 62,6 µg.m^{-3}	Âge, sexe, taille, température, humidité, temps de trajet, moyen de transport	Diminution significative du DEM25%-75% 4h et 24h après exposition aux PM2,5 issues de l'activité de friture. Une augmentation de 10 µg/m³ de $PM_{2,5}$ est associée à une baisse du DEM de -23 mL/s à 4h (IC95% : -37 ; -9) et de -20 mL/s à 24h (IC95% : -36 ; -4).

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
					[$PM_{2,5}$] grillage de pain niveau 2 : moy = 81,6 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Friture niveau 1 : moy= 84,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Friture niveau 2 : moy = 235,2 µg.m^{-3} [PM_{10}] Ref : moy = 6,2 µg.m^{-3} [PM_{10}] Bougies niveau 1 : moy = 55,9 µg.m^{-3} [PM_{10}] Bougies niveau 2 : moy = 83,7 µg.m^{-3} [PM_{10}] Grillage de pain niveau 1 : moy = 125,6 µg.m^{-3} [PM_{10}] Grillage de pain niveau 2 : moy = 84,6 µg.m^{-3} [PM_{10}] Friture niveau 1 : moy = 100,0 µg.m^{-3} [PM_{10}] Friture niveau 2 : moy = 296,9 µg.m^{-3}		
Balmes *et al.,* 2014	Cohorte prospective	USA (2008-2009)	Adultes asthmatiques (N=302)	Mesure optique (3 min), logements (cuisine et salon)	Cuisine/salon [$PM_{2,5}$] Min: 1,0/1,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med =14,0/14,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max = 1130/1100 µg.m^{-3} Moy = 39,1/40,5 µg.m^{-3} Trois classes d'exposition (mesures $PM_{2,5}$ cuisine) Réf : ≤10 µg.m^{-3} Moy : 11– 21 µg.m^{-3} Haute : ≥ 21 µg.m^{-3}	Exposition, niveau d'éducation, origine ethnique, âge, sexe, saison	Associations significatives pour symptômes respiratoires : Classe Moyenne : OR=1,49 IC95 %(0,90 – 2,46), p=0,12 Classe haute : OR=1,64 IC95 %(1,00, 2,69), p=0,05 Pas d'association significative pour VEMS

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
Hansel *et al.,* 2023	Cohorte	USA (2010-2015)	Adultes	Modèle de prédiction individuelle	[$PM_{2,5}$] Moy = 11,3 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$]Med = 8,4 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25 = 4,8 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 15,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P5 = 1,7 µg.m^{-3} (exposition faible) [$PM_{2,5}$] P95 = 31,3 µg.m^{-3} (exposition élevée)		Anciens fumeurs β (IC95%) VEMS (variation mL.an^{-1}) Exposition faible : -27,7 IC95 % (-39,8;-15,7) Exposition élevée : -58,4 IC95 % (-83,7;-33,2) P = 0,044
Belo *et al.*, 2019	Transversale	Portugal (2013-2019)	Personnes âgées, N=269, âge moyen 84 ans	Gravimétrie (mesures individuelles), maisons de retraite (salon, chambre)	Salon/chambre [PM_{10}] Med = 43/44,3 µg.m^{-3} [PM_{10}] P25 = 32,7/14,2 µg.m^{-3} [PM_{10}] P75 = 143,6/91,6 µg.m^{-3} [PM_{10}] Min = 13,1/11,5 µg.m^{-3} [PM_{10}] Max = 3598,1/2148,5 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med = 14,1/14,6 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25 = 13,1/13,7 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 75,9/45,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Min = 11,8/13,0 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max = 293,0/535,6 µg.m^{-3}	Âge, présence de maladie respiratoire, exposition antérieure à la poussière sur le lieu de travail, antécédents tabagiques	Diminution de 0,04 unités du pH pour +10 µg.m^{-3} de $PM_{2.5}$; pas d'association avec symptômes (toux, mucosités, sifflements, infections respiratoires récentes) ni fonction pulmonaire
Bentayeb *et al.* 2015	Transversale	Belgique, Danemark, France, Grèce, Italie, Pologne, Suède 2009-2011	Personnes âgées, N=600, âge moyen 82 ans	Mesure optique (1 semaine), maison de retraite (pièce commune)	<u>Tous pays confondus</u> [PM_{10}] Moy = 29,8 µg.m^{-3} [PM_{10}] Med. = 35 µg.m^{-3}(déterminée à partir de la figure 1a)	Âge, sexe, pays, IMC, niveau d'éducation, tabac, ventilation	Association entre PM_{10} et dyspnée (OR = 1,53 ; IC95 % : 1,15-2,07) et toux (OR=1,73 ; IC95 % : 1,17-10,3). Pas d'association significative pour les autres paramètres sanitaires (asthme, BPCO,

Référence	Type d'étude	Pays, période	Population	Méthode, durée et lieu de mesure	Concentrations mesurées dans l'air intérieur	Principaux facteurs de confusion p	Principaux résultats
							sifflements, production de crachats, paramètres respiratoires, FeNO)
Mendes *et al.* 2016	Transversale	Portugal 2011-2013	Personnes âgées (N=143, ≥65 ans)	PM10/PM2.5 été/hiver	Eté/hiver [PM_{10}] Med = 40/50 µg.m^{-3} [PM_{10}] P25 = 20/30 µg.m^{-3} [PM_{10}] P75 = 70/70 µg.m^{-3} [PM_{10}] Min = 20/20 µg.m^{-3} [PM_{10}] Max = 1730/86 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Med = 30/30 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P25 = 20/20 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] P75 = 68/60 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Min = 20/20 µg.m^{-3} [$PM_{2,5}$] Max = 2120/43 µg.m^{-3}	Âge, sexe, tabac, durée de résidence dans la maison de retraite	Exposition catégorisée selon la valeur de référence nationale (25 µg.m^{-3} pour $PM_{2,5}$ et 50 µg.m^{-3} pour PM_{10}) PM_{10} : association significative pour rhinite allergique (OR = 2,87 IC95 %(1,14–7,24), p = 0,025). Pas d'association pour les autres symptômes (sifflements, toux, mucosités, asthme) $PM_{2,5}$: analyses non réalisables

3.3.2.3 Études interventionnelles

Plusieurs études interventionnelles ont également montré qu'une diminution des concentrations en $PM_{2,5}$ et/ou en PM_{10} dans l'air intérieur était associée à une amélioration des symptômes respiratoires.

La revue systématique de Park *et al.* (2021) avait pour objectif d'évaluer l'effet sur la santé respiratoire de la réduction des particules par l'utilisation de filtres (HEPA ou non précisé dans l'étude) à air chez les patients souffrant de maladies respiratoires chroniques incluant notamment l'asthme, la BPCO, la pneumopathie interstitielle et la bronchectasie. Six études menées aux États-Unis entre 2005 et 2017 ont été incluses dans cette revue. Il s'agit d'études interventionnelles menées sur des patients asthmatiques et évaluant l'évolution des symptômes après l'utilisation du filtre à air (Butz *et al.* 2011, Eggleston *et al.* 2005, Jhun *et al.* 2017, Lanphear *et al.* 2011, Noonan *et al.* 2017, Park *et al*. 2017). La quantification des symptômes diffèrent d'une étude à l'autre, certaines utilisant le pourcentage de patients symptomatiques, d'autres un questionnaire sur le contrôle de l'asthme (*score Asthma Control Test* - ACT) ou le *Paediatric Asthma Quality of Life Questionnaire* - PAQLQ) évaluant trois grands domaines : les symptômes, la limitation des activités et les limitations sociales, éducatives et émotionnelles subies par les enfants du fait de l'asthme. . La durée d'utilisation des filtres à air variait de 2 semaines à 12 mois. La concentration moyenne en $PM_{2,5}$ intérieures variait de 6,2 à 39,5 $\mu g.m^{-3}$. La variation combinée de la concentration en $PM_{2,5}$ s'étendait de -5,58 à -18,8 $\mu g.m^{-3}$ selon qu'il s'agissait de zones peu polluées ou très polluées. Une réduction de 11,45 $\mu g.m^{-3}$ (IC 95 % [−16,02 ; −6,88 $\mu g.m^{-3}$)] des concentrations en $PM_{2,5}$ a été observée suite à l'utilisation de filtres à air. L'utilisation de filtres à air n'a pas été associée à une amélioration des symptômes respiratoires dans cinq des six études ou à des changements significatifs dans le VEMS (changement moyen, -1,77% ; IC 95% [-8,25% ; 4,71%]). Une étude mesurant les symptômes à l'aide du score ACT a montré clairement un effet significatif des filtres à air avec une réduction des $PM_{2,5}$ de seulement 3 $\mu g.m^{-3}$ (Park *et al.*, 2017). L'étude d'Eggleston *et al.* (2005) a également montré une association significative, mais uniquement à 6 mois sur les quatre durées testées (3, 6, 9 et 12 mois). Deux études rapportent une augmentation significative du DEP après l'utilisation d'un filtre à air (Jhun *et al*., 2017, Park *et al*., 2017). L'étude de Noonan *et al.* (2017) n'a, en revanche, pas montré d'effet sur cet indicateur. En conclusion de cette revue, les résultats suggèrent que les filtres à air peuvent réduire la concentration en particules de l'air intérieur des bâtiments et augmenter le DEP chez les patients asthmatiques. Cependant, la plupart des études n'ont pas montré d'effets significatifs des filtres à air sur les symptômes respiratoires ou le VEMS. Selon les auteurs, la faible variation de la concentration en particules due à la faible concentration de référence peut avoir influencé les résultats et conduit à un manque de signification statistique. Au-delà, cette revue présente certaines limites rapportées par ses auteurs, comme l'utilisation de méthodes de mesure des symptômes de l'asthme divergentes selon les études, ce qui a empêché la réalisation d'une méta-analyse.

Autres études interventionnelles non citées dans la revue de Park *et al.* (2021) :

Dans une étude menée par Rufo *et al.* (2016) au Portugal (Porto), l'évolution de la QAI et du marqueur pro-inflammatoire des voies respiratoires FeNO a été suivie dans des écoles primaires après l'application de recommandations relatives à la qualité de l'air intérieur. L'étude a inclus 351 enfants (âge moyen de 8,6 ans) à la première mesure réalisée avant l'application

des recommandations (T1), et 802 enfants (âge moyen de 8,7 ans), à la deuxième mesure (T2) réalisée après l'application des recommandations.

Les niveaux de $PM_{2,5}$ et PM_{10} entre les deux campagnes ont été comparés et les résultats ont montré une réduction significative des concentrations à T2 par rapport à T1 pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$. Cependant, aucune différence significative n'était observée sur les valeurs de FeNO entre T1 et T2.

Fedak *et al.* (2019) ont mené une étude d'exposition contrôlée incluant 48 adultes non-fumeurs qui ont été soumis à six sessions de 2 heures dans une chambre d'exposition : une avec de l'air filtré (groupe contrôle) et cinq avec des émissions provenant de cuisinières générant différentes concentrations de $PM_{2,5}$, allant de 10 à 500 $\mu g.m^{-3}$. Les fonctions respiratoires (CVF, VEMS et DEM25–75) ont été mesurées avant, immédiatement après, puis 3 heures et 24 heures après chaque session d'exposition. Immédiatement après l'exposition, une diminution de la fonction pulmonaire a été observée chez les participants exposés aux plus fortes concentrations de $PM_{2,5}$. La plus forte réduction a été notée après une exposition à 250 $\mu g.m^{-3}$ de $PM_{2,5}$ avec une diminution de la CVF de 60 mL (IC 95 % : -135 à 15), de la VEMS de 51 mL (IC 95 % : -117 à 16), et du DEM25–75 de 116 mL/s (IC 95 % : -239 à 8). Trois heures après l'exposition, une baisse de la fonction pulmonaire persistait pour l'ensemble des individus exposés indépendamment du niveau de particules. Après 24 heures, aucune différence significative n'était retrouvée pour la CVF et la VEMS, bien qu'une réduction du DEM25–75 ait encore été observée chez certains participants.

L'objectif de l'étude de James *et al.* (2020) menée aux Etats-Unis était d'évaluer l'impact d'une filtration de l'air (filtre HEPA - *High-Efficiency Particulate Air*) sur les niveaux de $PM_{2,5}$ dans les logements et de tester si la filtration était associée à une amélioration du contrôle de l'asthme et de la qualité de vie, à partir d'un échantillon de 43 enfants asthmatiques (âgés de 10 à 16 ans, âge moyen de 12,9 ans ± 1,9). Les résultats ont montré une réduction significative des niveaux de $PM_{2,5}$ après la filtration, passant d'une médiane de 12 à 4,5 $\mu g.m^{-3}$. La filtration de l'air dans les logements des enfants asthmatiques n'a pas montré de changements significatifs dans le score global d'évaluation du contrôle de l'asthme (*Asthma Control Questionnaire* - ACQ) pour l'ensemble des participants. Cependant, chez les enfants avec de l'asthme mal contrôlé, une diminution significative du score ACQ après la filtration a été observée. Pour la qualité de vie, les changements du score (*Asthma Quality of Life Questionnaire* - AQLQ) étaient statistiquement significatifs pour l'ensemble des participants, mais pas cliniquement significatifs. Parmi les participants ayant une qualité de vie altérée au départ, une augmentation cliniquement et statistiquement significative du score AQLQ a été observée après la filtration, suggérant donc une amélioration chez ces individus.

Moreno-Rangel *et al.* (2020) ont mené une étude pilote interventionnelle aux États-Unis (McAllen, Texas) chez 13 enfants asthmatiques âgés de 7 à 12 ans. Les moyennes des concentrations de $PM_{2,5}$ ont diminué de manière significative dans les différentes pièces après la filtration de l'air intérieur des logements. Les résultats de cette étude ont montré une diminution statistiquement significative des scores de qualité de vie après la filtration. Les changements dans les scores d'évaluation du contrôle de l'asthme (ACT) et du score HHA (*Healthy Homes and Asthma Test*) étaient statistiquement non significatifs.

L'étude interventionnelle menée par Walker *et al.* (2022) aux États-Unis, dans des logements en milieu rural, chez 461 enfants, a montré une association significative entre l'augmentation de l'IQR pour les $PM_{2,5}$ et le risque d'infections des voies respiratoires inférieures chez l'ensemble de la population d'enfants étudiée. En revanche, aucune association n'a été

observée dans chacun des deux groupes traités (filtration et éducation thérapeutique) par rapport au groupe témoin.

L'étude multicentrique de Park *et al.* (2020), randomisée, en double aveugle a montré que l'utilisation de filtres HEPA chez des patients atteints de rhinite allergique aux acariens permettait de réduire efficacement l'exposition aux PM_{10} et $PM_{2,5}$ et la nécessité de médication, sans pour autant améliorer de façon significative les scores subjectifs de symptômes.

L'étude randomisée en double aveugle de Hansel *et al.* (2022) visait à évaluer les effets de la réduction des concentrations en $PM_{2,5}$ intérieures sur la morbidité respiratoire chez d'anciens fumeurs atteints de BPCO modérée à sévère. L'étude a porté sur 116 participants, assignés à l'utilisation de purificateurs d'air portables équipés de filtres HEPA (groupe actif) ou à des dispositifs factices (groupe témoin) pendant une période de six mois. Le critère de jugement principal était l'évolution du score total au SGRQ, un indicateur validé de qualité de vie respiratoire. Les critères secondaires comprenaient la fréquence des exacerbations modérées, les symptômes respiratoires (évalués par le score *Breathlessness, Cough and Sputum Scale*), la consommation de traitements de secours et la distance parcourue au test de marche de 6 minutes (6MWD). Les résultats n'ont pas montré de différence significative entre les groupes sur le score total du SGRQ. Cependant, des améliorations significatives ont été observées chez les participants du groupe actif. Ces derniers ont présenté une réduction plus marquée du score « symptômes » du SGRQ (β = –7,7 ; IC95 % : –15,0 à –0,37), une amélioration des scores de symptômes respiratoires (β = –0,8 ; IC95 % : –1,5 à –0,1), une baisse du taux d'exacerbations modérées (IRR[5] = 0,32 ; IC95 % : 0,12–0,91) et une diminution de l'usage des médicaments de secours (IRR = 0,54 ; IC95 % : 0,33–0,86). Dans l'analyse limitée aux participants ayant utilisé le purificateur plus de 80 % du temps, une amélioration significative du score total du SGRQ (β = –4,76 ; IC95 % : –9,2 à –0,34) a été observée, ainsi qu'une réduction supplémentaire du risque d'exacerbations modérées, des symptômes respiratoires et une amélioration de la capacité d'effort au 6MWD. L'effet bénéfique était particulièrement marqué chez les participants passant plus de temps à l'intérieur, ce qui suggère un lien direct entre le temps d'exposition et le bénéfice clinique.

Gent *et al.* (2023) ont conduit une étude d'intervention randomisée en triple *crossover* aux États-Unis auprès de 126 enfants âgés de 5 à 11 ans atteints d'asthme persistant, vivant dans des logements équipés de cuisinières à gaz et exposés à des concentrations intérieures de NO_2 supérieures ou égales à 15 ppb. L'objectif principal était d'évaluer si la réduction de l'exposition au NO_2 ou aux $PM_{2,5}$ *via* des purificateurs d'air pouvait entraîner une diminution des symptômes asthmatiques. Chaque enfant était exposé successivement à trois configurations de purificateurs d'air pendant des périodes de traitement de cinq semaines : (1) une configuration réduisant les concentrations en NO_2 mais sans filtration des particules, (2) une configuration réduisant les $PM_{2,5}$ avec filtre HEPA mais sans réduction du NO_2 et (3) un groupe contrôle avec filtration fictive des deux polluants. Les symptômes respiratoires étaient évalués à partir du nombre de jours avec symptômes d'asthme au cours des 14 derniers jours de chaque période de traitement. Les résultats ont montré que la configuration (1) réduisant le NO_2 a permis une diminution moyenne de 4 ppb de NO_2 par rapport aux autres conditions ($p < 0,0001$). Toutefois, cette réduction n'a pas entraîné de diminution significative de la morbidité asthmatique comparée à la configuration contrôle. La réduction des $PM_{2,5}$ par filtre HEPA a été associée à une diminution non statistiquement significative du nombre de jours

5 Rapport des taux d'incidence (In*cidence Rate Ratio*)

avec symptômes asthmatiques : 1,8 jour de symptômes en moins sur 14 (IC95 % : –0,3 à 3,9 ; p = 0,10).

3.3.3 Effets cardiovasculaires des particules de l'air intérieur

3.3.3.1 Revues de la littérature

D'après le NASEM (2024), il existe un corpus important de données démontrant que des concentrations élevées de $PM_{2,5}$ d'origine extérieure sont associées à des effets cardiovasculaires néfastes. Des augmentations à court terme des concentrations en $PM_{2,5}$ extérieures sont corrélées à une hausse de la mortalité ainsi qu'à une augmentation des épisodes d'insuffisance cardiaque nécessitant des consultations en urgence ou des hospitalisations. Les études sur les particules extérieures ont montré de manière cohérente que les hausses, tant aiguës que chroniques, des niveaux de $PM_{2,5}$ sont liées à une élévation de la pression artérielle, laquelle constitue un facteur de risque majeur pour de nombreuses pathologies cardiovasculaires (maladie coronarienne, insuffisance cardiaque, accidents vasculaires cérébraux, maladie rénale chronique, diabète...). En revanche, les études sur les $PM_{2.5}$ intérieures portent sur les paramètres cardiovasculaires tels que la pression artérielle, la fréquence cardiaque, la variabilité de la fréquence cardiaque et les modifications de l'électrocardiogramme (ECG). Leurs résultats sont plus hétérogènes. Les études sur les effets des $PM_{2,5}$ en milieu intérieur sur la santé cardiovasculaire se sont généralement concentrées sur des indicateurs intermédiaires, considérés comme des médiateurs des effets cardiovasculaires ou proposés comme cliniquement pertinents.

Des issues cliniques telles que l'infarctus aigu du myocarde et les épisodes d'insuffisance cardiaque n'ont pas été identifiées dans les études examinées et peu d'études (voire aucune) n'ont analysé les effets d'une exposition chronique. Les tailles d'échantillon des études portant sur les $PM_{2,5}$ en milieu intérieur étaient relativement faibles, notamment en comparaison avec les études épidémiologiques de grande envergure ayant démontré les effets cardiovasculaires de la pollution de l'air extérieur. La majorité des travaux étaient de nature observationnelle, avec des échantillons comprenant moins de 100 participants.

3.3.3.2 Études individuelles

Des études expérimentales menées par Soppa *et al.* (2017, 2019) ont mis en évidence des effets cardiovasculaires liés à l'exposition à des sources de pollution intérieure telles que la combustion de bougies, le grillage de pain ou encore la friture. Dans l'étude de 2017, les concentrations en PM_{10} mesurées étaient en moyenne de 3,3 $\mu g.m^{-3}$ (concentration de référence, en l'absence de source), de 48,1 à 78,9 $\mu g.m^{-3}$ (combustion de bougies), de 37,1 à 80,0 $\mu g.m^{-3}$ (grillage de pain) et de 72,3 à 211,4 $\mu g.m^{-3}$ (friture) (concentrations en $PM_{2,5}$ non rapportées). Dans l'étude de 2019, les concentrations moyennes en PM_{10} et $PM_{2,5}$ étaient respectivement de 6,3 et 4,8 $\mu g.m^{-3}$ (concentrations de référence, en l'absence de source), de 72,6 et 69,6 $\mu g.m^{-3}$ (combustion de bougies), de 73,0 et 65,0 $\mu g.m^{-3}$ (grillage de pain) et de 211,0 et 169,3 $\mu g.m^{-3}$ (friture). Dans les deux études, des associations significatives entre l'exposition aux PM_{10} et aux $PM_{2,5}$ lors de l'activité de grillage de pain et des effets cardiovasculaires ont été mises en évidence. Dans l'étude de 2017, une augmentation significative de la PAS a été rapportées pour une augmentation de 10 $\mu g.m^{-3}$ de PM_{10} et de $PM_{2,5}$ liée à l'activité de grillage de pain à tous les points de mesure, avec les élévations les plus marquées observées une heure après le début de l'exposition (pour les PM_{10} : PAS = 1,5 mmHg (IC95 % : 1,1 - 1,9), pour les $PM_{2,5}$: PAS = 2,2 mmHg (IC95 % : 1,3 - 3,1)). Dans l'étude

de 2019, des modifications de l'indice d'augmentation de rigidité artérielle ont été rapportées, avec les augmentations les plus importantes observées 2 heures après l'exposition pour les PM_{10} (5,8 points de pourcentage ; IC95 % : 3,2 - 8,4) et immédiatement après l'exposition pour les $PM_{2,5}$ (8,1 points de pourcentage ; IC95 % : 2,5 - 13,7). Il n'a pas été observé d'association pour les autres activités (combustion de bougies et friture) dans les deux études.

Une augmentation significative de la PAS (mais pas de la PAD) à 24 heures post-exposition a également été observée dans l'étude de Fedak *et al.* (2019), allant de +2,0 à +3,0 mmHg selon le type de cuisinière utilisée ($p < 0,05$). Les concentrations en $PM_{2,5}$ mesurées variaient de 10 à 200 $\mu g.m^{-3}$ (cf. chapitre 3.3.2).

Une étude observationnelle conduite par Gilbey *et al.* (2023) dans 50 foyers australiens a mis en évidence une association significative entre les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ (10,6 $\mu g/m^3$) et la PAD, avec une augmentation moyenne de +3,2 mmHg ($p = 0,03$). En revanche, aucun lien statistiquement significatif n'a été observé pour l'index d'augmentation ou la vitesse de l'onde de pouls.

3.3.3.3 Etudes interventionnelles

La revue de Walzer *et al.* (2020) avait pour objectif d'évaluer l'effet de la filtration de l'air intérieur sur les PAS et PAD. Les auteurs ont notamment inclus les études interventionnelles randomisées chez l'Homme qui évaluaient les purificateurs d'air personnels (incluant filtres à particules à haute efficacité et électrofiltres), comparant la concentration en $PM_{2,5}$ à l'intérieur des habitations et la pression artérielle pendant la filtration de l'air par rapport à l'absence de filtration de l'air. Les auteurs ont exclu les études qui incluaient les fumeurs actuels ou celles réalisées dans des foyers de fumeurs de cigarettes. Sur les 10 études incluses, l'utilisation de purificateurs d'air personnels a entraîné une réduction moyenne absolue des $PM_{2,5}$ de 20,9 $\mu g.m^{-3}$ (écart-type : 18,2 $\mu g.m^{-3}$) et une réduction moyenne relative de 55,9 % (17,0 %). Les résultats montrent une réduction significative de la PAS moyenne de 4 mm Hg (-3,94 mm Hg [IC95 % : -7,00 ; -0,89] ; p=0,01) chez les participants ayant utilisé des filtres à air intérieur par rapport à ceux qui n'en ont pas utilisé, mais une différence non significative de la PAD moyenne (-0,95 mm Hg [IC95 % : -2,81 ; 0,91] ; p=0,32). Parmi les limites, les auteurs ont notamment rapporté le nombre relativement faible d'études interventionnelles randomisées publiées sur les effets de la filtration de l'air à domicile sur la pression artérielle chez les non-fumeurs, une hétérogénéité dans les caractéristiques des études (y compris la durée de l'intervention), l'âge des participants et les facteurs de risque, la composition et la concentration de la pollution de l'air, la proportion de temps que les participants passent à la maison et la méthode de filtration à l'intérieur. Cependant, l'analyse de sensibilité sur les paramètres susmentionnés a montré la robustesse de l'effet de la filtration de l'air intérieur sur la réduction à court terme de la pression artérielle. Les analyses de sous-groupes n'ont révélé aucune hétérogénéité de l'effet en fonction de l'âge, du niveau d'exposition aux particules ou de la durée de l'étude. Les effets à long terme sur la pression artérielle n'étaient pas documentés. Selon les auteurs, il est probable que plusieurs études manquaient de puissance statistique pour détecter une réduction significative de la PAS et surtout de la PAD. Ils reconnaissent également que les variations dans la méthode d'évaluation de la pression artérielle peuvent être un facteur de confusion dans cette relation. En conclusion, cette méta-analyse suggère que l'utilisation de la filtration de l'air intérieur peut entraîner une baisse significative de la PAS chez les non-fumeurs.

L'étude randomisée en double aveugle de Karottki *et al.* (2013) avait pour objectif d'évaluer l'impact de la filtration de l'air sur la santé respiratoire et cardiovasculaire de 48 participants

répartis dans 27 foyers. L'étude s'est déroulée pendant deux semaines, alternativement avec et sans filtration active. Plusieurs paramètres cliniques et biologiques ont été évalués : la fonction microvasculaire, la fonction pulmonaire, la pression artérielle, ainsi que divers marqueurs sanguins liés à l'inflammation systémique, à l'activation des monocytes et à l'intégrité des cellules pulmonaires. Les résultats de l'étude montrent une diminution des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ de 8 à 4 µg.m^{-3}, sans effet significatif de la filtration sur les fonctions cardiovasculaires et pulmonaires, ni sur les biomarqueurs étudiés dans l'ensemble de la cohorte. Néanmoins, une amélioration significative de la fonction microvasculaire a été observée dans les 48 heures suivant une réduction substantielle de l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans la chambre à coucher, en particulier chez les participants ne recevant pas de traitement vasoactif. Dans une deuxième étude, les auteurs ont observé une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ (en intérieur comme en extérieur) et des altérations du profil inflammatoire, incluant une diminution des granulocytes et une modulation de l'expression de molécules d'adhésion monocytaires (CD11, CD31) mais pas d'effet sur la fonction microvasculaire (Karottki *et al.*, 2015)

L'efficacité de dispositifs de réduction de l'exposition aux $PM_{2,5}$ a été testée par Eom *et al.* (2022) chez des individus hypertendus. L'utilisation d'un purificateur HEPA a entraîné une diminution significative des concentrations en PM_{10} (de 27,4 à 18,6 µg.m^{-3}) et en $PM_{2,5}$ (de 18,6 à 12,3 µg.m^{-3}), associées à une amélioration significative de la sensibilité baroréflexe et une réduction des marqueurs de stress oxydatif, bien que la baisse de la PAS ne soit pas statistiquement significative.

Enfin, l'étude interventionnelle de Raju *et al.* (2023) avait pour objectif d'évaluer l'association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et la variabilité de la fréquence cardiaque évaluée au travers de deux indicateurs (SDNN et RMSSD6) chez 85 anciens fumeurs atteints de BPCO modérée à sévère, et de tester l'efficacité de purificateurs d'air sur l'amélioration de ce paramètre cardiaque. Les concentrations moyennes en PM_{10} et $PM_{2,5}$ étaient respectivement de 20,4 et 14,5 µg.m^{-3} (groupe actif) et de 18,5 et 13,0 µg.m^{-3} (placebo). Les résultats de l'étude montrent qu'un doublement de la concentration en $PM_{2,5}$ était associé à une réduction significative de la variabilité de la fréquence cardiaque, connue pour être un facteur de mauvais pronostic de santé. L'utilisation de purificateurs d'air a permis une amélioration significative du RMSSD de +25,2 % (IC95 % : 2,99 à 52,1 %) comparativement au groupe placebo, sans effet significatif sur le SDNN.

3.3.4 Effets sur les fonctions cognitives et neurologiques

3.3.4.1 Revues de la littérature

D'après le NASEM (2024), une exposition à des concentrations élevées de $PM_{2,5}$ dans l'air extérieur, ainsi que l'exposition professionnelle dans des environnements intérieurs ont été associées à des risques neurodégénératifs tels que la démence et le déclin cognitif, ainsi qu'à un risque accru de dépression et d'hospitalisation pour troubles psychiatriques. Il existe peu d'études sur la pollution de l'air intérieur chez l'adulte. Dans les environnements scolaires, une augmentation de l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe a été associée à une diminution des performances aux tests neurocomportementaux chez les enfants.

6 SDNN (standard deviation of normal to normal intervals of heart rate) : écart-type des intervalles entre battements normaux ; RMMSSD (root mean square of successive differences between normal-to-normal intervals) : racine carrée de la moyenne des carrés des différences entre intervalles successifs)

3.3.4.2 Etudes individuelles

Deux études ont évalué la prévalence de symptômes neurologiques chez des employés de bureaux. Cedeño Laurent *et al.* (2021) ont rapporté une diminution des performances neuro-comportementales chez des employés de bureau dans six pays. Ils ont constaté que des niveaux plus élevés de $PM_{2,5}$ à l'intérieur étaient associés à un ralentissement des temps de réaction et à une réduction de la précision. Cette association n'était observée que pour des concentrations supérieures à 12 $\mu g.m^{-3}$.

L'étude de Tietjen *et al*. (2012) menée aux États-Unis entre 1994 et 1998 visait à évaluer la prévalence des migraines et des céphalées chez 4 326 employés travaillant dans 100 immeubles de bureaux (publics et privés) répartis dans 25 États américains, en lien avec des paramètres environnementaux intérieurs, dont les concentrations en PM_{10}. Les niveaux ont été classés selon qu'ils respectaient ou non les plages de confort définies par l'ASHRAE (*American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers*). Les niveaux de PM_{10} situés hors de cette plage ont été significativement associés à une fréquence accrue des céphalées. La valeur limite n'est pas renseignée dans l'article. D'après le chapitre 3.5.1, cette valeur est égale à 50 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10}.

Saenen *et al.* (2016) ont mesuré l'attention, la mémoire à court terme et la vitesse de traitement de l'information visuelle chez 310 enfants d'âge scolaire. L'exposition aux $PM_{2,5}$ et PM_{10} a été évaluée à l'aide de capteurs portables dans les écoles et modélisée dans les domiciles des enfants, le même jour ou jusqu'à deux jours avant l'examen (pour l'exposition récente), ainsi que 365 jours avant l'examen (pour l'exposition chronique). Les concentrations médianes en PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans les écoles étaient respectivement égales à 33,5 et 5,14 $\mu g.m^{-3}$. Les concentrations chroniques dans les logements ont été estimées à 21,3 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10} et 15,7 $\mu g.m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$. Les résultats de l'étude ne montrent pas d'effet de l'exposition récente ou chronique aux PM_{10} ou aux $PM_{2,5}$ sur la mémoire à court terme. En revanche, l'exposition récente dans les salles de classe ou chronique au domicile aux $PM_{2,5}$ est associée à une diminution de l'attention sélective (test de Stroop : 59,9 ± 26,5 ms ; p = 0,02) et à des performances plus lentes aux tests de performance continue (9,45 ± 3,47 ms ; p = 0,007). Des résultats similaires ont été observés pour l'exposition aux PM_{10}.

Basagana *et al.* (2016) ont conduit une étude de cohorte auprès de 2 618 enfants (âge moyen : 8,5 ans) issus de 39 écoles à Barcelone (Espagne) pour étudier l'impact des $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur des écoles sur le développement cognitif. Les enfants ont été suivis pendant un an. Des tests informatisés évaluant la mémoire de travail, la mémoire de travail supérieure, ainsi que l'inattention, ont été réalisés par les enfants lors de quatre visites. Les mesures de $PM_{2,5}$ ont été réalisées pendant deux campagnes d'une semaine dans chaque école, à la fois à l'extérieur et dans les salles de classe. Les concentrations médianes mesurées respectivement dans l'air extérieur et l'air intérieur étaient de 28,1 et 35,6 $\mu g.m^{-3}$. L'analyse des sources a permis d'identifier plusieurs sources ou composition de $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur : minéral, organiques/textiles/craie, trafic routier, sulfates et composés organiques secondaires, nitrates secondaires, poussière routière, métallurgie, embruns marins, et combustion d'huiles lourdes. Les résultats de l'étude montrent qu'une augmentation d'un IQR de $PM_{2,5}$ liés au trafic et mesurés à l'intérieur des classes a été associée à une réduction de la croissance cognitive équivalente à :

- 22 % (IC95 % : 2 %, 42 %) de la progression annuelle de la mémoire de travail ;

- 30 % (IC95 % : 6 %, 54 %) de la progression annuelle de la mémoire de travail supérieure ;
- 11 % (IC95 % : 0 %, 22 %) de la progression annuelle sur l'échelle d'inattention.

Aucune des autres sources ou composition de $PM_{2,5}$ n'a été associée à des effets négatifs sur le développement cognitif.

Forns *et al.* (2017) ont également étudié les associations à long terme entre l'exposition aux polluants issus du trafic routier à l'école et le développement cognitif des enfants sur une période de 3,5 ans. Le carbone élémentaire, le NO_2, les $PM_{2,5}$, les particules ultrafines ont été mesurées dans l'air intérieur et extérieur de 39 écoles à Barcelone (Espagne) en 2012-2013 (même cohorte que dans l'étude de Basagana *et al.* 2016). La mémoire de travail a été évaluée quatre fois en 2012-2013, puis une fois en 2015 à l'aide du test informatisé « n-back ». Les résultats de cette étude ont montré qu'une augmentation d'un IQR de la concentration en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur des écoles était associée à un ralentissement de 16 % par an du développement de la mémoire de travail chez les enfants d'âge scolaire primaire. Les résultats de mesure des $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur des écoles ne sont pas disponibles dans l'article.

3.3.5 Effets sur la reproduction et le développement

Les conclusions du rapport du NASEM (2024) concernant les effets sur la reproduction portent sur les particules de l'air extérieur.

Les études portant sur les effets respiratoires observés chez des enfants exposés durant la grossesse sont synthétisées dans le chapitre 3.3.2.

3.3.6 Cancérogénicité des particules de l'air intérieur

La majeure partie des connaissances sur le lien entre la pollution de l'air intérieur et le cancer provient d'études sur la combustion de la biomasse[7] dans les pays à revenu faible ou intermédiaire (Lee et al., 2020 d'après NASEM 2024) et d'études sur la fumée de tabac environnementale, qui a été reconnue comme cancérigène (IARC 2012 ; NTP 2021 d'après NASEM 2024), et se sont principalement concentrées sur le cancer du poumon. Des associations avec le cancer du sein sont également rapportées dans des conditions d'exposition similaires (NASEM 2024).

3.4 Populations sensibles

Les populations sensibles sont celles qui présentent potentiellement un risque plus élevé d'effets sanitaires néfastes associés à l'exposition à la pollution de l'air intérieur et plus spécifiquement aux particules de l'air intérieur. Plusieurs critères permettent d'identifier des populations sensibles : l'existence d'arguments biologiques ou toxicologiques, la fréquence plus élevée d'une maladie dans ce sous-groupe, dont les particules en suspension constituent un facteur de risque, la mise en évidence d'une mesure de l'effet des particules en suspension sur la santé plus importante dans le sous-groupe que dans la population générale, l'existence de pathologies ou troubles de la santé pouvant être causés par les particules en suspension,

[7] La combustion de biomasse a été classée comme probablement cancérogène pour l'Homme (groupe 2A) par le CIRC en 2010 (IARC 2010).

spécifiques au sous-groupe considéré (Anses 2010). L'identification de populations sensibles aux particules de l'air intérieur fait face à des difficultés méthodologiques liées au design des études et à un manque de puissance statistique.

Pour les particules de l'air extérieur, les nouveau-nés, les enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées et les individus présentant une pathologie cardiovasculaire ou respiratoire, en surpoids ou obèses tout comme les populations avec des niveaux d'exposition plus élevés (localisation, activités) sont cités dans les populations sensibles (Anses 2025b). Il existe également des données en faveur d'une sensibilité accrue de certaines classes ethno-raciales avec des niveaux d'exposition plus élevés, d'individus présentant des variants génétiques particuliers, des ex-fumeurs ou fumeurs et d'individus de plus bas niveau socio-économique (Anses 2025b).

Ces populations constituent également des populations sensibles aux particules de l'air intérieur. Néanmoins, certaines populations sont davantage concernées par la pollution de l'air intérieur et notamment du fait :

- De la durée passée dans les environnements intérieurs : nourrissons, femmes enceintes, personnes âgées, personnes alitées ou handicapées.
- Des comportements et activités réalisées : tabac, encens et bougies, cheminées et utilisation de poêles à bois, cuisson alimentaire.
- Des logements : mauvaise ventilation, localisation (ex : à proximité immédiate de sources de pollution comme le trafic).

Les personnes en précarité énergétique ou sociale sont davantage exposées à la pollution de l'air intérieur du fait de logements mal ventilés parce qu'ils sont souvent mal rénovés et ont une faible capacité à agir pour réduire les expositions.

4 Valeurs guides et VTR par voie respiratoire existantes

4.1 Valeurs guides applicables aux particules de l'air intérieur

Les valeurs guides dans l'air intérieur disponibles pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} sont synthétisées dans le Tableau 11et le Tableau 12.

4.1.1 Valeurs guides de l'OMS (2021)

En 2021, l'OMS a publié une mise à jour de ses lignes directrices sur la qualité de l'air. Les nouvelles recommandations concernant les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ sont plus strictes que celles publiées en 2005[8], en raison de nouvelles preuves scientifiques solides sur leurs effets sanitaires, même à de faibles concentrations.

Les nouvelles valeurs guides (en moyenne annuelle et sur 24h) proposées sont :

- Pour les $PM_{2,5}$: 5 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle) et 15 $\mu g.m^{-3}$ (24h)
- Pour les PM_{10} : 15 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle) et 45 $\mu g.m^{-3}$ (24h)

Ces seuils ont été définis à partir d'études épidémiologiques internationales rapportant des associations entre l'exposition chronique à de faibles niveaux de $PM_{2,5}$ et :

- L'augmentation de la mortalité prématurée,
- La survenue ou l'aggravation de maladies cardiovasculaires et respiratoires (asthme, BPCO),
- Des effets délétères sur le développement cérébral et pulmonaire des enfants,
- Un risque accru d'accident vasculaire cérébral, de diabète de type 2 et de cancers du poumon.

Il est important de noter que l'OMS considère qu'il n'existe pas de seuil en dessous duquel les $PM_{2,5}$ sont totalement sans effet sur la santé.

Bien que les lignes directrices de l'OMS soient établies à partir d'études épidémiologiques en air extérieur, elles sont applicables, d'après l'OMS, à tous les environnements intérieurs.

Ainsi, de nombreux pays ou organismes utilisent les recommandations de l'OMS (actuelles ou passées) comme valeurs cibles, ou comme seuils à ne pas dépasser dans l'air intérieur.

Discussion sur l'applicabilité de la VG OMS aux environnements intérieurs :

Les résultats présentés dans le chapitre 2.4.4 suggèrent que l'air extérieur n'expliquerait qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur. De ce fait, l'exposition réelle des occupants en milieu intérieur ne peut être correctement estimée à partir des seules concentrations extérieures.

Il convient cependant de souligner que l'approche développée en chapitre 2.4.4 présente une limite méthodologique si les concentrations extérieures sont influencées par des facteurs non pris en compte par les pondérations. En effet, les concentrations extérieures de polluants varient en fonction de multiples facteurs qui influencent leur variabilité spatiale et temporelle.

[8] Valeurs publiées en 2005 pour les $PM_{2,5}$: 10 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle), 25 $\mu g.m^{-3}$ (24h)
Valeurs publiées en 2005 pour les PM_{10} : 20 $\mu g.m^{-3}$ (moyenne annuelle), 50 $\mu g.m^{-3}$ (24h)

D'autre part, comme évoqué précédemment, les pondérations de la CNL2 ont été conçues pour les concentrations intérieures et leur application aux ratios intérieur/extérieur constitue une limite méthodologique potentielle. Toutefois, les analyses montrent que, dans les faits, l'utilisation ou non de ces pondérations n'affecte que très peu la valeur des ratios, indiquant que les conclusions restent robustes indépendamment de l'ajustement pour la représentativité des logements.

L'étude fournit néanmoins des éléments robustes pour nourrir la réflexion sur les VGAI pour les $PM_{2,5}$. Elle s'inscrit dans la continuité des travaux de l'Anses, notamment de son rapport de 2019 sur les transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur (Anses 2019b). Ce rapport soulignait déjà que les concentrations mesurées à l'intérieur des bâtiments ne peuvent être imputées uniquement aux niveaux extérieurs. Les caractéristiques du bâti, les systèmes de ventilation, les pratiques d'aération, les comportements et activités des occupants influencent fortement la qualité de l'air intérieur. Dans ce contexte, les observations, en particulier la faible corrélation entre concentrations intérieures et extérieures, confirment le rôle prépondérant des sources intérieures et des spécificités propres à chaque logement dans l'exposition des occupants.

Les résultats peuvent également être mis en perspective avec la revue systématique de Wei et Semple (2022), qui a analysé 49 études portant sur les concentrations de $PM_{2,5}$ dans des logements sans tabagisme situés dans des pays à hauts revenus (*High-Income Countries*, HICs). Cette revue met en évidence une forte variabilité des niveaux mesurés, notamment en présence de sources domestiques comme la cuisson ou le chauffage au bois, avec des concentrations allant de moins de 5 $\mu g.m^{-3}$ à plus de 50 $\mu g.m^{-3}$ dans la majorité des cas, et des pics beaucoup plus élevés dans certains contextes spécifiques. Dans l'enquête CNL2, les concentrations hebdomadaires intérieures varient, également, largement : de 6,6 $\mu g.m^{-3}$ à 53 $\mu g.m^{-3}$. Cela suggère que les niveaux mesurés en France métropolitaine ne sont pas atypiques. Cependant, il convient de noter que cette comparaison doit être interprétée avec prudence, en raison de l'hétérogénéité des situations (type de logements et activités par exemple) et des stratégies de mesurage utilisées (notamment les instruments, la durée et la localisation de la mesure) dans les différentes études. Il convient également de noter que la variabilité observée des concentrations intérieures peut refléter, en partie, les différences méthodologiques entre les études. Par exemple, la revue de Wei et Semple souligne la grande diversité des protocoles de mesure et des stratégies d'échantillonnage employées dans les études internationales sur les $PM_{2,5}$ en air intérieur. Ces différences contrastent avec la CNL2, qui a appliqué une méthodologie standardisée et un protocole de mesure homogène à l'échelle nationale, permettant une comparabilité et une représentativité des résultats.

Dans les logements de la CNL2, le ratio moyen intérieur/extérieur est de 1,9, avec une plage allant de 0,18 à 66,36, traduisant une très forte variabilité inter-logements. Dans la revue de Wei et Semple, les ratios observés vont de 0,31 à 3,14, avec une majorité des études situées entre 0,8 et 2,0. Les résultats français se situent donc dans l'ordre de grandeur courant. Certaines études de la revue rapportent des corrélations marquées pouvant être dues, notamment à des environnements où l'infiltration de l'air extérieur est importante ou peu contrôlée. Cela peut refléter le rôle déterminant de facteurs influençant les concentrations intérieures qui ne sont pas documentés, tels que la cuisson, la ventilation ou les activités domestiques, comme souligné par Wei et Semple.

Enfin, l'analyse de la distribution des ratios intérieur/extérieur met en évidence une hétérogénéité dans les expositions. Cette observation fait écho à une conclusion majeure de la revue : la nécessité de mettre en place un cadre de mesure des PM intérieures plus

standardisé et une collecte systématique des données contextuelles (type de logement, ventilation, pratiques d'aération, etc.), afin de mieux comprendre les déterminants des expositions domestiques.

En somme, ces convergences avec la littérature internationale renforcent la pertinence des résultats obtenus, tout en soulignant l'intérêt de futures analyses ciblées sur les sources intérieures et les caractéristiques des logements. Ces travaux sont essentiels pour identifier les leviers d'action prioritaires en matière de réduction de l'exposition aux particules fines à domicile.

4.1.2 Valeurs recommandées par le HCSP

Suite à la première expertise de 2010 de l'Anses relative à la proposition de VGAI pour les particules, le HCSP a recommandé différents types de valeurs d'aide à la gestion pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$:

- Des valeurs cibles à atteindre à échéance de 2025. La valeur cible pour les $PM_{2,5}$ correspond à la valeur guide long terme proposée par l'OMS pour l'air extérieur en 2006 de 10 µg.m^{-3}. Considérant un ratio de concentration $PM_{10}/PM_{2,5}$ de 1,5, la valeur cible proposée pour les PM_{10} est de 15 µg.m^{-3} ;
- Des valeurs repères (VR) de qualité d'air intérieur. Ces valeurs, biennales, doivent permettre d'atteindre progressivement les valeurs cibles ;
- Des valeurs d'action rapide (VAR) qui doivent déclencher dans les trois mois la mise en œuvre d'actions correctives (identification des sources, abaissement des niveaux de concentration des particules). Les valeurs proposées correspondent à 5 fois les valeurs cibles de qualité de l'air.

Ces valeurs sont synthétisées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 10 : Valeurs d'aide à la gestion recommandée par le HCSP en 2013 pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$

	Années	$PM_{2,5}$ (µg.m^{-3})	PM_{10} (µg.m^{-3})
Valeurs cibles	2025	10	15
Valeurs repères	2023	12	18
	2021	14	21
	2019	16	24
	2017	18	27
	2015	20	30
Valeurs d'action rapide		50	75

4.1.3 Autres valeurs guides

Les valeurs guides pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$ sont variables selon les pays, les normes nationales et les contextes d'usage des bâtiments. À l'échelle internationale, les valeurs guides se situent généralement pour les $PM_{2,5}$ dans un intervalle de 5 à 15 µg.m^{-3} pour la moyenne annuelle, et de 15 à 50 µg.m^{-3} pour les moyennes sur 24 heures. Pour les PM_{10}, elles se situent

toutes durées confondues entre 20 et 200 µg.m^{-3} (absence d'indication de durée pour certaines).

Ces valeurs guides sont répertoriées par l'ISIAQ (I*nternational Society of Indoor Air Quality and Climate*) dans une base de données librement accessible[9].

Des valeurs plus strictes sont souvent proposées pour les bâtiments résidentiels ou scolaires.

Des organismes non gouvernementaux (ex : ASHRAE, WELL, ISHRAE) peuvent aussi proposer des normes selon le type d'usage et la performance visée.

Certains pays ou organismes (Canada) ne fixent pas de valeurs numériques strictes mais recommandent de réduire autant que possible les concentrations de $PM_{2,5}$ et de PM_{10}.

- **Valeurs guides en Europe**

En Allemagne, le comité sur les valeurs guides d'air intérieur a fixé en 2021 une limite à 25 µg.m^{-3} sur 24h pour les $PM_{2,5}$. Cette valeur s'applique à tous types de bâtiments. La même valeur a été adoptée au Portugal en 2021 pour les bâtiments de commerce, avec en plus une valeur de 50 µg.m^{-3} sur 24h pour les PM_{10}.

Les Pays-Bas ont adopté en 2022 une approche fondée sur le rapport entre les concentrations intérieures et extérieures (I/O), en plus de la concentration intérieure en $PM_{2,5}$:

- Bâtiment classé A : le ratio I/O de $PM_{2,5}$ doit être inférieur à 0,25 et la concentration de $PM_{2,5}$ ne doit pas dépasser 10 µg.m^{-3} pendant 95 % du temps d'occupation ou la moyenne annuelle doit être inférieure à 5 µg.m^{-3} ;
- Bâtiment classé B : le ratio I/O de $PM_{2,5}$ doit être inférieur à 0,5 et la concentration de $PM_{2,5}$ ne doit pas dépasser 15 µg.m^{-3} pendant 95 % du temps d'occupation ou la moyenne annuelle doit être inférieure à 7,5 µg.m^{-3} ;
- Bâtiment classé C : le ratio I/O de $PM_{2,5}$ doit être inférieur à 1 et la concentration de $PM_{2,5}$ ne doit pas dépasser 20 µg.m^{-3} pendant 95 % du temps d'occupation ou la moyenne annuelle doit être inférieure à 10 µg.m^{-3}.

La Finlande, quant à elle, établit des classes de qualité avec des seuils pour les $PM_{2,5}$ de 10 µg.m^{-3} pour les bâtiments les plus performants (classes 1 et 2), et jusqu'à 25 µg.m^{-3} pour des environnements standards (classe 3). Cette classification est destinée à être utilisée comme un outil pour la conception et la réalisation de bâtiments et d'ingénierie du bâtiment, ainsi que pour l'industrie des matériaux de construction, lorsque l'objectif est de construire des bâtiments plus sains et plus confortables. En plus des constructions neuves, la classification peut également être utilisée dans les projets de rénovation.

La Norvège a proposé en 2015 deux valeurs guides pour les $PM_{2,5}$ à 8 µg.m^{-3} (annuelle) et 15 µg.m^{-3} (24h).

Les valeurs guides sur 24h proposées en Finlande et en Lituanie sont respectivement de 25 µg.m^{-3} et 40 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et de 50 µg.m^{-3} pour les PM_{10}.

Une valeur de 100 µg.m^{-3} a été adoptée par la Slovénie pour les PM_{10} (durée non précisée).

Enfin, en Espagne, la valeur guide recommandée pour les $PM_{2,5}$ est de 20 µg.m^{-3}. La durée d'exposition associée à cette valeur n'est pas précisée.

9 Indoor Air Quality Database - IEQ Guidelines (consultée en mai 2025)

- **Valeurs guides en Amérique du Nord**

Aux États-Unis, l'EPA a fixé en 2008 des valeurs guides à 15 µg.m^{-3} en moyenne annuelle et à 35 µg.m^{-3} sur 24 heures (pour tout type de bâtiment) pour les $PM_{2,5}$. La valeur guide fixée pour les PM_{10} sur 24h est de 150 µg.m^{-3}. Le Canada, quant à lui, ne fixe pas de seuil strict mais recommande de réduire autant que possible la présence de $PM_{2,5}$, soulignant l'absence de niveau d'exposition sans risque.

- **Valeurs guides en Asie**

La Chine et la Thaïlande ont respectivement proposé en 2022 une valeur guide sur 24h à 50 µg.m^{-3} et à 25 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et à 100 µg.m^{-3} et 50 µg.m^{-3} pour les PM_{10}.

Singapour a proposé en 2016 une valeur guide à 37,5 µg.m^{-3} sur 24h pour les $PM_{2,5}$.

Les valeurs recommandées par Hong Kong (PM_{10} uniquement) distinguent le niveau de qualité visé et le type de bâtiment : un niveau « excellent » est attribué aux bureaux et lieux publics quand la concentration en PM_{10} sur 8h est inférieure à 20 µg.m^{-3}. Quand la concentration est comprise entre 20 et 100 µg.m$^{-3,}$ le niveau est qualifié de « bon ». Une autre valeur limite à 180 µg.m^{-3} (sans durée associée) est proposée par le gouvernement de Hong Kong pour les PM_{10}.

Les ministères de l'environnement et de l'éducation de Corée du Sud ont établi des valeurs plafond selon le type de bâtiment (écoles, bureaux, parkings, etc.) :

- Pour les écoles : une valeur de 35 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et de 75 µg.m^{-3} (salles de classe) ou 150 µg.m^{-3} (gymnase et auditorium) pour les PM_{10} ;
- Pour les établissements de soins : une valeur de 35 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5\ et}$ de 75 µg.m^{-3} pour les PM_{10} ;
- Pour les bâtiments résidentiels : une valeur de 50 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et de 100 µg.m^{-3} pour les PM_{10} ;
- Pour les bureaux, les garages, les salles de sport et les parkings : une valeur de 200 µg.m^{-3} pour les PM_{10}.

- **Valeurs guides dans les autres pays**

Les valeurs guides recommandées en 2019 par le Ministère de la santé en Afrique du Sud pour les bâtiments résidentiels étaient de 10 µg.m^{-3} en moyenne annuelle et de 25 µg.m^{-3} sur 24h pour les $PM_{2,5}$, et de 20 µg.m^{-3} (annuelle) et 50 µg.m^{-3} (24h) pour les PM_{10}. Ces valeurs correspondent aux anciennes recommandations de l'OMS (2006).

En Inde, la norme varie selon la classe de performance du bâtiment : les bâtiments de classe A doivent rester sous les 15 µg.m^{-3}, tandis que les classes B et C peuvent atteindre 25 µg.m^{-3}.

Une valeur guide de 150 µg.m^{-3} sur 8h a été proposée en 2021 par le gouvernement du Nigeria pour les PM_{10}. Le Nigeria a également adopté une gradation qualitative de la qualité de l'air intérieur avec une classe qualifiée « d'excellente » lorsque la concentration en PM_{10} sur 8h est inférieure à 20 µg.m^{-3} et de « bonne » lorsque la concentration en PM_{10} sur 8h est comprise entre 20 et 180 µg.m^{-3}.

Des valeurs limites de 150 µg.m^{-3} (8h), de 90 µg.m^{-3} (8h) et de 80 µg.m^{-3} (durée non précisée) ont été proposées pour les PM_{10} respectivement par les gouvernements des Emirats arabes unis, de l'Australie et du Brésil.

- **Initiatives privées**

Enfin, certaines initiatives privées ou non gouvernementales, telles que les certifications ASHRAE (*American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers*), WELL, ou ISHRAE (*India Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers*), définissent également des valeurs cibles en fonction du niveau de performance environnementale recherché.

Deux valeurs limites ont été proposées en 2016 et en 2019/2020 par l'ASHRAE pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} :

- Pour les bâtiments performants en énergie : une valeur limite de 35 $\mu g.m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et de 150 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10}. Ces valeurs s'appliquent sur 24h ;
- Dans le cadre des exigences minimales pour la ventilation et la qualité de l'air intérieur dans les bâtiments non résidentiels : une valeur limite de 15 $\mu g.m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et de 50 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10}. La durée associée à ces valeurs n'est pas précisée.

Deux valeurs limites ont été proposées pour les $PM_{2,5}$ et une valeur limite a été proposée pour les PM_{10} par le standard WELL selon l'usage des locaux :

- Une valeur de 35 $\mu g.m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$, utilisées dans les cuisines ou espaces de préparation alimentaire ;
- Une valeur de 15 $\mu g.m^{-3}$ plus restrictive pour les $PM_{2,5}$ et une valeur limite de 50 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10} destinées aux espaces intérieurs classiques (logements, bureaux…).

L'ISHRAE à définit en 2019 trois classes en fonction des concentrations en $PM_{2,5}$ ou en PM_{10} :

- Classe A (ambitieuse) qui désigne l'objectif idéal à atteindre, représentant les conditions de qualité de l'air les plus protectrices pour la santé : la concentration en $PM_{2,5}$ doit être inférieure à 15 $\mu g.m^{-3}$ et celle en PM_{10} inférieure à 50 $\mu g.m^{-3}$;
- Classe B (Acceptable) qui désigne un niveau de qualité de l'air jugé acceptable pour la santé : la concentration en $PM_{2,5}$ doit être inférieure à 25 $\mu g.m^{-3}$ et celle en PM_{10} inférieure à 100 $\mu g.m^{-3}$;
- Classe C (marginalement acceptable) : qui désigne un niveau à la limite de l'acceptabilité, et un besoin de réduction des concentrations pour protéger la santé : la concentration en $PM_{2,5}$ est supérieure à 25 $\mu g.m^{-3}$ et celle en PM_{10} est supérieure à 100 $\mu g.m^{-3}$.

Tableau 11 : Valeurs guides recommandées pour les $PM_{2,5}$

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnement	Population
Monde				
OMS (2021)	5 µg.m^{-3} (1 an) 15 µg.m^{-3} (24h)	OMS – valeurs guide de qualité de l'air	Extérieur – applicable aux environnements intérieurs	Population générale
WELL Standards (International) (non précisée)	35 µg.m^{-3} (durée non précisée) 15 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur non gouvernementale	Espaces de cuisine de bâtiments de commerce Tous bâtiments	Employés Population générale
Europe				
Allemagne (2021)	25 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – valeur guide d'air intérieur	Tous bâtiments	Population générale
Portugal (2021)	25 µg.m^{-3} (non précisé)	Valeur gouvernementale – Service de « santé, environnement et action climatique »	Bâtiments de commerce	
Finlande (2018)	I/O <0,5 ou PM2,5 < 10 µg.m^{-3} (Classes 1 et 2) I/O <0,7 ou PM2,5 < 25 µg.m^{-3} (Classe 3)	Valeur non gouvernementale – Information sur les bâtiments (construction et rénovation)	Tous bâtiments	Population générale
Finlande (2015)	25 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Tous bâtiments	Population générale
Norvège (2015)	8 µg.m^{-3} (1 an) 15 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Non précisé	Non précisé
Pays-bas (2022)	I/O < 0,25 et $PM_{2,5}$ < 10 µg.m^{-3} pendant 95% du temps ou $PM_{2,5}$ < 5 µg.m^{-3} en moyenne annuelle (Classe A) I/O < 0,5 et $PM_{2,5}$ < 15 µg.m^{-3} pendant 95% du temps ou $PM_{2,5}$ < 7,5 µg.m^{-3} en moyenne annuelle (Classe B)	Valeur non gouvernementale - Programme d'exigences pour des bureaux sains.	Bureaux	

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnement	Population
	I/O < 1 et $PM_{2,5}$ < 20 µg.m^{-3} pendant 95% du temps ou $PM_{2,5}$ < 10 µg.m^{-3} en moyenne annuelle (Classe C)			
Espagne (non précisée)	20 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur gouvernementale	Non précisé	Non précisé
Lituanie (non précisée)	40 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Non précisé	Non précisé
Amérique du Nord				
Canada (2016)	Aucune valeur numérique n'est fournie ; maintenir les niveaux de $PM_{2.5}$ à l'intérieur aussi bas que possible.	Valeur gouvernementale (Santé Canada)	Bâtiments résidentiels	Population générale
USA (2008)	35 µg.m^{-3} (24h) 15 µg.m^{-3} (1 an)	Valeur gouvernementale – US EPA	Tous bâtiments	Population générale
USA (2020 et 2016)	35 µg.m^{-3} (24h) 15 µg.m^{-3} (durée non précisée)	ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers)	Bâtiments performants en énergie Recommandation ventilation	Population générale
Asie				
Chine (2022)	50 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale - Administration d'État pour la régulation du marché et Administration de la normalisation de Chine	Bâtiments résidentiels et officiels.	Non précisé
Thaïlande (2022)	25 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – ministère de la santé	Bâtiments publics	Population générale
Corée du Sud (2019)	35 µg.m^{-3} (valeur plafond)	Valeur gouvernementale – Ministère de l'éducation	Ecoles (salles de classe, cantine), établissements de	Etudiants, personnes âgées

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnement	Population
			santé, maisons de retraite, centres de soins postnataux, crèche, salles de jeux intérieures pour enfants	
Corée du Sud (2020)	50 µg.m^{-3}	Valeur gouvernementale – Ministère de l'environnement	Tous bâtiments, **excepté** écoles (salles de classe, cantine), établissements de santé, maisons de retraite, centres de soins postnataux, crèche, salles de jeux intérieures pour enfants	Population générale
Singapour (2016)	37,5 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Tous bâtiments	Population générale
Autres				
Afrique du Sud (2019)	10 µg.m^{-3} (1an) 25 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – Département de la santé	Bâtiments résidentiels	Population générale
Inde (2019)	Classe A (ambitieuse) (<15 µg.m^{-3}), Classe B (acceptable) (<25 µg.m^{-3}), Classe C (marginalement acceptable) (>25 µg.m^{-3})	Valeur non gouvernementale ISHRAE (India Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers)	Tous bâtiments	General population

Tableau 12 : valeurs guides recommandées pour les PM_{10}

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnements	Population
Monde				
OMS (2021)	15 µg.m^{-3} (1 an) 45 µg.m^{-3} (24h)	OMS – valeurs guide de qualité de l'air	Extérieur – applicable aux environnements intérieurs	Population générale
WELL Standards (non précisée)	50 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur non gouvernementale	Tous bâtiments	Population générale
Europe				
Portugal (2021)	50 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur gouvernementale	Bâtiments de commerce	Non précisé
Slovénie (non précisée)	100 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur gouvernementale	Tous bâtiments	Population générale
Lituanie (non précisée)	50 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Non précisé	Non précisé
Finlande (2015)	50 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale	Tous bâtiments	Non précisé
Amérique du Nord				
USA (2008)	150 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – US EPA	Tous bâtiments	Population générale
USA (2020)	150 µg.m^{-3} (24h) 50 µg.m^{-3}	Valeur non gouvernementale – ASHRAE (The American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers)	Bâtiments performants en énergie Recommandation ventilation	Population générale

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnements	Population
Asie				
Chine (2022)	100 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale - Administration d'État pour la régulation du marché et Administration de la normalisation de Chine.	Bâtiments résidentiels et officiels	Non précisé
Chine (2002)	150 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale - Norme nationale chinoise de qualité de l'air intérieur	Tous bâtiments	Population générale
Corée du Sud (2020)	200 µg.m^{-3} (valeur plafond)	Valeur gouvernementale – Ministère de l'environnement	Parkings, garages, salles de sports, bureaux	Population générale
Corée du Sud (2019)	75 µg.m^{-3} (valeur plafond)	Valeur gouvernementale – Ministère de l'éducation	Ecoles (salles de classe, cantine), établissements de santé, maisons de retraite, centres de soins postnataux, crèche, salles de jeux intérieures pour enfants	Etudiants et personnes âgées
Corée du Sud (2020)	100 µg.m^{-3} (valeur plafond)	Valeur gouvernementale – Ministère de l'environnement	Tous bâtiments, excepté écoles (salles de classe, cantine), établissements de santé, maisons de retraite, centres de soins postnataux, crèche, salles de jeux intérieures pour enfants	Population générale

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnements	Population
Corée du Sud (2019)	150 µg.m^{-3}	Valeur gouvernementale – Ministère de l'éducation	Ecoles (salles de gym et auditorium)	Etudiants
Thaïlande (2022)	50 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – ministère de la santé	Bâtiments publics	Population générale
Hong Kong (non précisée) 2003	180 µg.m^{-3} (durée non précisée) 20 µg.m^{-3} (8h)(*excellent class*), 100 µg.m^{-3} (8h) (*good class*)	Valeur gouvernementale	Non précisé Bâtiments de commerce	Population générale
Autres				
Nigeria (2021)	150 µg.m^{-3} (8h)	Valeur gouvernementale - Agence nationale pour l'application des normes et réglementations environnementales.	Bâtiments résidentiels	Population générale
Nigeria (2021)	<20 µg.m-3 (8h) (Classe excellent) ,< 180 µg.m-3 (8h) (Classe bon)	Valeur gouvernementale - Agence nationale pour l'application des normes et réglementations environnementales.	Bâtiments publics	Population générale
Afrique du Sud (2019)	20 µg.m^{-3} (1an) 50 µg.m^{-3} (24h)	Valeur gouvernementale – Département de la santé	Bâtiments résidentiels	Population générale
Inde (2019)	Class A (ambitieuse) (<50 µg.m^{-3}), Class B (acceptable) (<100 µg.m^{-3}), Class C (marginalement acceptable) (<100 µg.m^{-3})	Valeur non gouvernementale - ISHRAE (India Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers)	Tous bâtiments	Population générale
Emirats Arabes Unis (non précisée)	<150 µg.m^{-3} (8h)	Valeur gouvernementale - Règlementations et spécifications pour les bâtiments écologiques.	Tous bâtiments	Population générale
Australie (non précisée)	90 µg.m^{-3} (8h)	Valeur gouvernementale		Population générale

Pays (année)	Valeur (durée)	Type de valeur / Institution	Environnements	Population
Brésil (2003)	80 µg.m^{-3} (durée non précisée)	Valeur gouvernementale – Agence de sécurité sanitaire	Bâtiments commerciaux	Non précisée

4.1.4 VTR par voie respiratoire

Il n'a pas été identifié de VTR par voie respiratoire pour les particules de l'air intérieur. L'Anses a proposé en 2024 une VTR pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} de l'air extérieur. La construction de cette VTR s'appuie sur des études épidémiologiques basées sur des mesures de particules dans l'air extérieur (Anses 2025b).

5 Mise à jour des VGAI françaises

5.1 Valeurs guides proposées précédemment par l'Anses (2010)

Il n'a pas été proposé de VGAI pour des expositions à court ou long terme pour les particules de l'air intérieur par l'Anses en 2010. En effet, aucune valeur guide basée exclusivement sur des critères sanitaires proposée par des organismes supranationaux ou nationaux, ni de VTR n'avait été identifiée dans les bases de données usuellement consultées.

Il n'a pas été possible de construire de VGAI du fait de l'insuffisance des données sanitaires spécifiques des particules de l'air intérieur. Considérant les connaissances sur les particules de l'air extérieur pour lesquelles il existe de nombreuses données épidémiologiques mettant en évidence des effets sur la santé sans seuil discernable, il a été discuté de la transposition de ces seuils pour le calcul d'un excès de risque unitaire (ERU) pour proposer une VGAI pour les particules des environnements intérieurs. Cette transposition a été écartée en raison des limites méthodologiques suivantes : difficulté pour choisir l'effet critique associé aux différentes durées d'exposition ; insuffisance de données concernant la composition chimique et biologique des particules dans l'air intérieur, celle-ci étant potentiellement différente de celle des particules dans l'air extérieur.

L'Anses a rappelé en 2010 l'existence de valeurs guides à des fins de gestion proposées par l'OMS pour l'air ambiant (air extérieur) dans la mise à jour de ses A*ir Quality Guidelines*, en 2005 :

- Sur 24 heures : 25 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et 50 µg.m^{-3} pour les PM_{10}
- Sur le long terme : 10 µg.m^{-3} pour les $PM_{2,5}$ et 20 µg.m^{-3} pour les PM_{10}

Dans l'attente de données nouvelles, l'Anses recommandait la mise en œuvre par les politiques publiques des valeurs guides de l'OMS pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur considérant que :

- Des concentrations intérieures en particules peuvent être élevées (de l'ordre de plusieurs centaines de µg.m^{-3}) liées à la présence de sources intérieures (combustion, système de freinage etc.)
- Une partie des particules de l'air intérieur provient de la pollution atmosphérique ambiante, dont les effets sur la santé sont bien documentés.

5.2 Nouvelles VGAI françaises

5.2.1 Choix de l'effet critique

Les effets respiratoires sont ceux pour lesquels des associations statistiquement significatives sont observées aux concentrations de $PM_{2,5}$ et PM_{10} les plus faibles dans l'air intérieur. Plusieurs études épidémiologiques et cliniques rapportent des altérations de la fonction pulmonaire**,** une augmentation des symptômes respiratoires**,** ainsi qu'une exacerbation de pathologies chroniques telles que l'asthme ou la BPCO.

5.2.2 Choix de l'hypothèse de construction

Les études épidémiologiques en population générale sur les effets des particules de l'air ambiant (extérieur) montrent de manière récurrente une relation entre la concentration en $PM_{2,5}$ et le risque de décès, d'hospitalisations ou de passages aux services d'urgence, sans seuil discernable d'absence d'effet (Anses 2025b).

Concernant les $PM_{2,5}$ de l'air intérieur, une seule étude identifiée a investigué la forme de la relation (ex : modèles spline) entre le niveau d'exposition aux $PM_{2,5}$ et le risque d'évènements de santé respiratoire (Jedrychowski *et al.* 2013). Cette étude de cohorte est décrite au chapitre 3.3.2. Elle a été réalisée à Cracovie (Pologne, période d'étude non disponible) sur 214 enfants, et montre une relation exposition-risque entre le niveau d'exposition prénatale personnelle aux $PM_{2,5}$ et la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes, dans l'échantillon total et dans les sous-groupes d'enfants avec et sans asthme. La probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes augmentait linéairement, mais de manière un peu plus forte chez les enfants asthmatiques par rapport aux enfants non asthmatiques. La forme de la relation montre une augmentation de la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes dès le niveau de $PM_{2,5}$ de 12 µg.m^{-3} environ (Figure 4). Cette étude ne porte toutefois pas *stricto sensu* sur le niveau de $PM_{2,5}$ mesuré dans l'air intérieur, comporte très peu d'information sur la méthode de modélisation de la relation et aucune information sur l'incertitude associée à ces résultats.

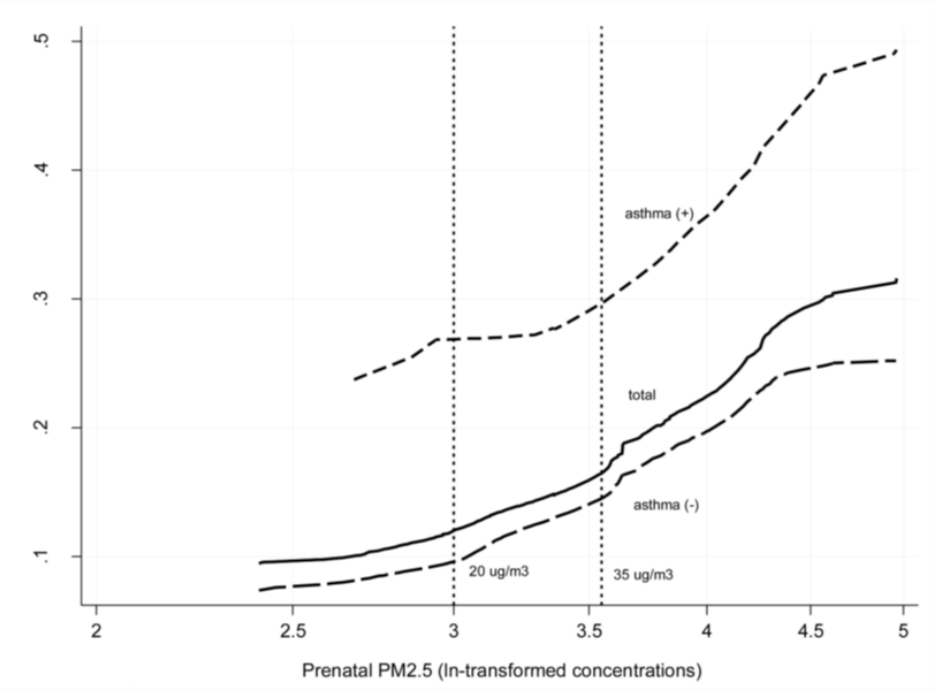


Figure 4 : Probabilité prédite d'infections broncho-pulmonaires récurrentes (≥ 5 épisodes traités par un médecin durant le suivi) reliée à l'exposition prénatale ($PM_{2,5}$ en µg.m^{-3}, ln-transformé) (Jedrychowski *et al.* 2013)

Plusieurs études ont investigué la relation entre différentes classes de niveaux d'exposition aux $PM_{2,5}$ ou PM_{10} de l'air intérieur et le risque d'évènements de santé respiratoire (Annesi-Maesano *et al.* 2012 ; Balmes *et al.* 2014 ; Baloch *et al.* 2020 ; Branco et al. 2020 ; Flamant-Hulin *et al.* 2010 ; Franck *et al.* 2011 ; Hansel et al. 2023 ; Kim et al. 2021 ; Madureira *et al.* 2016a ; Madureira *et al.* 2015 ; Maesano *et al.* 2019 ; Mendes et al. 2016 ; Raaschou-Nielsen *et al.* 2010 ; Sa *et al.* 2019 ; Sasso *et al.* 2019 ; Simoni *et al.* 2010 ; Szabados *et al.* 2022 ;

Woods *et al.* 2014). Ces études, dont quelques-unes de cohorte et en grande majorité transversales, montrent des associations pour les classes de niveaux d'exposition élevés en comparaison aux classes de niveaux plus faibles étudiées, suggérant l'existence de seuils qui peuvent varier en fonction des protocoles d'étude, des évènements de santé, des populations d'études, etc. Le choix des classes d'exposition peut être arbitraire, par exemple basé sur la distribution des niveaux d'exposition de la population d'étude, ce qui présente des limites pour identifier un seuil de niveau d'exposition correspondant à l'apparition d'un effet néfaste observable. Dans certaines études le choix opéré pour définir les classes d'exposition n'est pas informatif pour identifier ce type de seuil. C'est le cas lorsque les classes d'exposition ont été définies en fonction d'une valeur de référence nationale (non strictement sanitaire), ou en fonction d'une valeur haute de la distribution des valeurs de concentration en particules (ex : 75ème ou 90ème percentile).
Considérant les données des études disponibles et spécifiques aux particules des environnements intérieurs pour les effets respiratoires, il est fait l'hypothèse d'une relation dose-réponse à seuil pour l'élaboration des VGAI des particules $PM_{2,5}$ ou PM_{10}.
Les données ne sont pas suffisantes pour caractériser avec précision une relation dose-réponse pour les particules de l'air intérieur ou identifier formellement un seuil d'effet basé sur des modèles quantitatifs robustes.

Le choix d'une approche à seuil est retenu, guidé par :

- le besoin d'un outil opérationnel pour interpréter des niveaux mesurés dans les environnements intérieurs, basé sur des études s'appuyant sur des mesures des particules en air intérieur et non en air extérieur vu la faible corrélation entre les niveaux de concentration en $PM_{2,5}$ intérieur et extérieur (cf. chapitre 2.4.3) ;
- le fait que plusieurs études rapportent des associations à partir de concentrations proches, permettant de proposer une valeur fondée sur un faisceau de preuves, même en l'absence de seuil plus formel.

5.2.3 Analyse des valeurs guides et VTR existantes

Il n'a pas été identifié de valeurs guides ou de VTR basées exclusivement sur des critères sanitaires proposées par des organismes supranationaux ou nationaux. Les valeurs guides et VTR disponibles s'appuient sur des études basées sur des mesures de particules dans l'air extérieur, et non intérieur. Les particules de l'air intérieur proviennent à la fois de sources d'émission intérieures et de la pollution de l'air extérieur (infiltration et pénétration dans les locaux de l'air extérieur. Les résultats présentés dans le chapitre 2.4.4 suggèrent que l'air extérieur n'expliquerait qu'une faible part de la variabilité des concentrations de $PM_{2,5}$ en air intérieur. De ce fait, l'exposition réelle des occupants en milieu intérieur ne peut être correctement estimée à partir des seules concentrations extérieures. Il apparaît donc pertinent de dériver des valeurs guides spécifiques basées sur des données épidémiologiques propres aux environnements intérieurs, plutôt que de transposer des valeurs guides établies à partir de mesures en air extérieur.

5.2.4 Construction de VGAI

5.2.4.1 Approche retenue

Plusieurs études épidémiologiques et cliniques rapportent des altérations de la fonction pulmonaire**,** une augmentation des symptômes respiratoires**,** ainsi qu'une exacerbation de pathologies chroniques telles que l'asthme ou la BPCO à des concentrations faibles. Plusieurs études interventionnelles ont également montré qu'une diminution des concentrations en $PM_{2,5}$ et/ou en PM_{10} dans l'air intérieur était associée à une amélioration des symptômes respiratoires. Ces études, qui s'intéressent aux effets d'une diminution de la concentration en particules sur l'amélioration des symptômes, ne sont pas adaptées à la dérivation de VGAI et ne sont pas reprises dans la suite de ce chapitre.

L'approche retenue vise à identifier un seuil à partir duquel les associations apparaissent (cf. chapitre 4.2.2). Les études présentant des résultats par classes d'exposition ou ayant testé l'évolution des associations selon un seuil défini soit à partir de la distribution des concentrations mesurées dans l'étude, soit arbitrairement (e.g. par rapport à la valeur guide OMS) ont été analysées, de même que les études ayant analysé la forme de la relation exposition-risque.

Ces études ont été décrites et analysées à l'aide de la grille d'analyse présentée en Annexe 3. Cette grille se compose en différentes parties **:**

- Des informations générales sur l'étude sont renseignées dans les premières colonnes : Référence de l'étude / Auteurs, Type de protocole (étude transversale, cohorte, intervention, etc.), Localisation géographique et période de l'étude, Population étudiée (enfants, adultes, population générale, personnes âgées, avec pathologies ou antécédents de pathologies respiratoires, allergiques ou cardiovasculaires, en surpoids ou obèse etc.) ;
- Une description des éléments clés du matériel et méthode de l'étude est ensuite proposée sur les points suivants :
  - Les indicateurs de santé étudiés (symptômes respiratoires, VEMS, FeNO, hospitalisations, etc.)
  - la mesure de l'exposition et des niveaux mesurés : méthode d'évaluation de l'exposition (capteurs individuels, stations fixes, modèles, questionnaires, etc.), concentrations de $PM_{2,5}$, PM_{10}, etc.
  - Les facteurs de confusion pris en compte (âge, tabagisme, niveau socio-économique, etc.
- Le recueil des principaux résultats est fait en rapportant la force de l'association, l'existence d'une relation dose-réponse, et la significativité statistique.
- Une évaluation de la qualité de l'étude est réalisée à travers différentes cotations ou échelles :
  - Une cotation de la confiance initiale dans l'étude (score de 0 à 4).

    Cette cotation est obtenue en répondant à quatre questions définissant des caractéristiques clés en termes de design d'étude (Rooney et al. 2014 ; NTP 2019 ; ANSES 2019b) (cf. Annexe 4) ;
  - Une cotation de l'adéquation de l'étude aux objectifs de l'expertise (i.e. à la dérivation de VGAI) (score de 0 à 2) :

    Elle se base sur la pertinence des indicateurs, de l'exposition, du groupe d'étude etc.

- Une évaluation des risques de biais (adaptée de Rooney et al. 2014 ; NTP 2019) : biais de sélection, biais de confusion, biais dans l'évaluation de l'exposition, biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet.

  Chaque biais est noté selon une échelle (++, +, -, --, NR, cf. Annexe 5) pour une lecture rapide du niveau de confiance dans l'étude.

  Pour réaliser l'évaluation, une liste non exhaustive de critères a été prédéfinie en s'appuyant sur différentes grilles existantes proposées par l'OMS, le National Toxicology Program (NTP), l'Anses ou encore Santé Publique France (SPF) (Anses 2019b, NTP 2015, OMS 2020, SPF 2024).

Les autres études évaluant les effets sanitaires associés à une augmentation continue de concentration (incréments, IQR) sans analyse de la forme de la relation exposition-risque n'apportent pas d'information directement utile pour la dérivation d'une VGAI. Elles permettent néanmoins d'observer les concentrations moyennes mesurées dans les environnements intérieurs et les résultats d'associations. Elles ont été analysées par le GT, sans aller jusqu'à l'analyse du risque de biais.

5.2.4.2 Analyse des études individuelles

5.2.4.2.1 $PM_{2,5}$

Pour les $PM_{2,5}$, 17 études, dont 5 études de cohorte, présentant des résultats par classes d'exposition ou ayant analysé la forme de la relation exposition-risque ont été retenues par le GT.

- Études de cohorte

Les 4 études de cohorte qui ont réalisé des analyses par classes d'exposition (Raashou-Nielsen *et al.* 2010, Franck *et al.* 2011, Balmes *et al.* 2014, Hansel *et al*. 2023) présentent des résultats divergents.

L'étude de Raashou-Nielsen *et al.* (2010) n'a pas mis en évidence d'association significative entre l'exposition intérieure aux $PM_{2,5}$ au cours de la petite enfance (N=378) et les symptômes respiratoires évalués par un suivi quotidien consignés dans des journaux. La concentration moyenne en PM2,5 mesurée était égale à 17,7 $\mu g.m^{-3}$. Les classes d'exposition ont été définies par quintiles (Q) : Q1<10,6 $\mu g.m^{-3}$ (classe de référence), Q2 :10,6–13,2 $\mu g.m^{-3}$, Q3 :13,2–16,8 $\mu g.m^{-3}$, Q4 :16,8–24.1 $\mu g.m^{-3}$, Q5 >24,1 $\mu g.m^{-3}$.

L'étude de Franck *et al.* (2011) montre une association significative entre une exposition élevée aux $PM_{2,5}$ (au-delà du 75ème percentile (P75), soit 66 $\mu g.m^{-3}$) et le risque de bronchite chez les enfants (OR = 2,82 ; IC95 % : 1,10–7,23), en particulier lorsque la bronchite était associée à de la fièvre (OR = 5,55 : IC95 % : 1,69–18,24), après ajustements sur le nombre de personnes vivant dans l'appartement, le mois de naissance, le sexe, les antécédents familiaux atopiques et la présence de moisissures dans le logement. Ces associations étaient encore plus marquées au-delà du P90 (115 $\mu g.m^{-3}$) (OR = 9,73 ; IC95% : 2,04–46,46 pour la bronchite obstructive avec fièvre). Aucune association significative n'a été mise en évidence pour les sifflements respiratoires, et l'asthme n'a pas pu être étudié en raison du faible nombre de cas. Dans cette étude, les $PM_{2,5}$ et PM_{10} étaient mesurées en temps réel dans la chambre de l'enfant. La concentration médiane en $PM_{2,5}$ était égale à 32 $\mu g.m^{-3}$.

Dans l'étude de Balmes *et al.* (2014), une association positive a été observée entre les concentrations en $PM_{2,5}$ mesurées dans la cuisine et la survenue de symptômes respiratoires chez l'adulte. Les concentrations en $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans la cuisine et la pièce principale de vie en temps réel pendant 3 minutes. Trois catégories d'exposition ont été définies en fonction des tertiles d'exposition : faible (≤10 µg.m^{-3}) ; moyenne (11–21 µg.m^{-3}) ; élevée (≥21 µg.m^{-3}). Les modèles statistiques ont été ajustés pour les variables suivantes : niveau d'éducation, origine ethnique, âge, sexe et saison de mesure. Les paramètres de santé évalués sont les symptômes respiratoires auto-déclarés et la fonction respiratoire (VEMS). Une association positive a été observée entre les concentrations en $PM_{2,5}$ mesurées dans la cuisine et la survenue de symptômes respiratoires pour les expositions élevées uniquement (OR = 1,64 ; IC95 % : 1,00–2,69, p = 0,05 (limite de la significativité)). Aucune association significative n'a été observée entre l'exposition globale aux $PM_{2,5}$ (toutes zones confondues) et les symptômes respiratoires, ni lors des analyses stratifiées par sexe ou par âge. Aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les niveaux de $PM_{2,5}$ et les valeurs de VEMS.

L'étude de cohorte prospective de Hansel *et al.* (2023) visait à évaluer l'impact de l'exposition aux $PM_{2,5}$ à domicile sur le déclin de la fonction respiratoire (VEMS) chez des adultes fumeurs ou ex-fumeurs, avec ou sans BPCO (N = 1168 adultes résidant dans 7 villes américaines). Chez les anciens fumeurs, l'exposition élevée au $PM_{2,5}$ (P95 = 31,3 µg.m^{-3}) était associée à un déclin accéléré du VEMS (−58,4 mL.an^{-1} ; IC95 : −83,7 à −33,2) par rapport à ceux exposés à de plus faibles concentrations (5e percentile = 1,7 µg.m^{-3}) −27,7 mL.an^{-1} ; IC95 : −39,8 à −15,7) ; avec une interaction significative (p = 0,044)). Chez les fumeurs actuels, le déclin du VEMS était similaire entre les 2 classes d'exposition au $PM_{2,5}$, sans interaction significative.

Une seule étude de cohorte a étudié la forme de la relation dose-réponse (Jedrychowski *et al.*, 2013). Celle-ci montre une augmentation de la probabilité d'infections broncho-pulmonaires récurrentes dès une exposition prénatale de 12 µg.m^{-3} environ pour les $PM_{2,5}$ de (cf. chapitre 4.2.2).

- Etudes transversales, étude de panel et étude cas-témoin

L'étude de Flamant-Hulin *et al.* (2010) a été conduite dans 6 villes françaises auprès de 104 enfants (34 asthmatiques et 70 non asthmatiques). Les concentrations en $PM_{2,5}$ ont été dichotomisées par rapport au 75ème percentile (P75) de la distribution des concentrations : expositions « faibles » inférieures au P75 et expositions « élevées » supérieures au P75. Celles-ci ont été mesurées par gravimétrie à l'intérieur des écoles pendant 5 jours. Le P75 a été estimé à 11,9 µg.m^{-3} à partir de la figure 1 de l'article. Une augmentation statistiquement significative d'un biomarqueur de l'inflammation des voies respiratoires (FeNO) a été mis en évidence chez les enfants asthmatiques exposés à plus de 11,9 µg.m^{-3} de $PM_{2,5}$, après ajustement sur l'atopie, l'origine géographique de la mère, le niveau d'éducation des parents, les antécédents familiaux d'allergie et le tabagisme passif. L'effet était plus marqué chez les enfants atopiques.

Dans une étude transversale d'Annesi-Maesano *et al.* (2012), réalisée en France chez des enfants âgés de 9 à 10 ans, une association entre une exposition accrue aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et l'augmentation de la prévalence de l'asthme allergique et de l'asthme induit par l'exercice a été mise en évidence. Cette étude a été conduite entre 1999 et 2000 dans 108 écoles réparties dans six villes françaises (Bordeaux, Clermont-Ferrand, Créteil, Marseille, Strasbourg et Reims). L'échantillon comprenait 6 590 enfants (âge moyen : 10,4 ± 0,7 ans ; 49,3 % de garçons), répartis dans 401 salles de classe. L'exposition aux $PM_{2,5}$ a été mesurée à l'aide d'un préleveur sur filtre pendant cinq jours consécutifs (du lundi au vendredi). Les concentrations de $PM_{2,5}$ ont été classées en trois tertiles (T) : T1 : ≤12,2 µg.m^{-3} ; T2 : 12,2–

17,5 µg.m^{-3} ; T3 : >17,5 µg.m^{-3}. Les facteurs de risque/confusion pris en compte incluaient : l'âge, le sexe, le tabagisme passif, les antécédents familiaux d'asthme ou de maladies allergiques, l'humidité, la présence d'appareils à gaz, l'origine ethnique et le statut socio-économique. Les enfants ont bénéficié d'un examen de santé la même semaine que la mesure de la qualité de l'air. Les paramètres évalués comprenaient : l'asthme induit par l'exercice, des tests cutanés, un questionnaire standardisé (ISAAC phase 2) portant sur la présence d'asthme (<12 mois), de rhinoconjonctivite (<12 mois) et d'asthme allergique (asthme + test cutané positif). Une association significative a été observée entre les niveaux de $PM_{2,5}$ en salle de classe et certaines affections respiratoires, notamment en saison chaude : asthme - OR = 1,28 ; IC95% : 1,00–1,65, asthme allergique - OR = 1,41 ; IC95% : 1,16–1,73. Une relation dose-réponse a été observée pour l'asthme atopique (T2 : association non significative ; T3 : association significative ; p=0,002)[10] et l'asthme induit par l'exercice (corrélation positive significative (r=0,061 ; p<0,001)).

L'étude conduite par Woods *et al.* (2014) est une série de cas réalisée en Écosse, entre janvier et avril 2009, visant à examiner la relation entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ en milieu intérieur et le contrôle de l'asthme chez l'enfant. Vingt-deux enfants âgés de 5 à 16 ans, tous asthmatiques et traités par corticoïdes inhalés, ont été inclus dans l'étude, parmi un échantillon initial de 48 enfants recrutés à partir d'une base de données hospitalière. La majorité des participants étaient de sexe masculin (59 %) et atopiques (77 %). L'exposition aux $PM_{2,5}$ a été mesurée en temps réel à la fois dans le salon et dans la chambre de l'enfant, pendant une période de 24 heures. Les concentrations médianes pondérées dans le temps en $PM_{2,5}$ étaient significativement plus élevées dans le salon (7,4 µg.m^{-3}) que dans la chambre de l'enfant (5,6 µg.m^{-3}), avec une différence statistiquement significative (p = 0,044). Toutefois, les pics de concentration n'ont pas montré de différence significative entre les deux pièces : les valeurs médianes étaient de 37,7 µg.m^{-3} dans le salon et de 55,8 µg.m^{-3} dans la chambre (p = 0,614). En revanche, la proportion du temps durant lequel les niveaux de $PM_{2,5}$ dépassaient le seuil de 35 µg.m^{-3} était significativement plus élevée dans le salon (0,05 %) comparée à la chambre (0 %, p = 0,01). Les effets sur la santé respiratoire des enfants ont été évalués à travers plusieurs indicateurs : VEMS, la variabilité du débit de pointe expiratoire (PEF) mesurée chaque matin à domicile pendant cinq jours, ainsi que le score du *Children's Asthma Control Test* (CACT). Les résultats montrent une corrélation positive entre la concentration moyenne en $PM_{2,5}$ mesurée dans le salon et le DEP (ρ = 0,55 ; p = 0,015 ; n = 19), mais pas avec le contrôle de l'asthme (score CACT). Cette corrélation inverse avec le score ACT était significative dès le premier jour (ρ = -0,56 ; p = 0,010) et encore plus marquée au cinquième jour (ρ = -0,60 ; p = 0,005 ; n = 20). Chez les enfants vivant dans des foyers non-fumeurs, une relation inverse encore plus forte a été observée entre la concentration moyenne de $PM_{2,5}$ dans le salon et les scores du CACT : ρ = -0,73 (p = 0,003) le jour 1, et ρ = -0,68 (p = 0,008) le jour 5. En revanche, aucune corrélation significative n'a été identifiée entre l'exposition et la variabilité du débit de pointe dans ces foyers. L'étude a également mis en évidence une corrélation positive entre le pourcentage du temps passé dans une atmosphère où la concentration en $PM_{2,5}$ dépasse 35 µg.m^{-3} dans le salon et la variabilité du débit de pointe (ρ = 0,44 ; p = 0,053 ; n = 19), bien que cette tendance n'atteigne pas le seuil de signification statistique. Par ailleurs, aucune association n'a été observée entre les pics de concentration de $PM_{2,5}$ et les symptômes d'asthme, ni entre les niveaux moyens de $PM_{2,5}$ et le VEMS prédit.

L'étude transversale de Madureira *et al.* (2015) et l'étude cas-témoin de Madureira *et al.* (2016) s'intéressent à l'impact de l'exposition aux PM_{10} et $PM_{2,5}$ à domicile et à l'école sur la santé

[10] Les valeurs des IC de confiance ne sont pas disponibles (cf. figure 3 de l'article original)

respiratoire d'enfants au Portugal. La première étude a été réalisée auprès de 978 enfants fréquentant des écoles publiques, durant l'hiver (novembre à mars), entre 2011 et 2013 (Madureira *et al.* 2015). Les données de santé ont été recueillies par un questionnaire basé sur le protocole ISAAC, complété par un examen clinique comprenant des tests spirométriques et des mesures de FeNO. Les PM_{10} et $PM_{2,5}$ ont été mesurées par mesure optique (photomètre) personnelle pendant 5 jours en hiver dans 20 écoles. La concentration médiane en $PM_{2,5}$ est égale à 82 $\mu g.m^{-3}$ (P25 = 67 $\mu g.m^{-3}$, P75 = 106 $\mu g.m^{-3}$). Après ajustement sur l'âge, le sexe, le niveau d'éducation de la mère, l'IMC, l'humidité relative et la température, les analyses ont montré une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et la survenue de symptômes respiratoires récents. Par rapport au tertile le plus bas d'exposition (< 72,5 $\mu g.m^{-3}$), les enfants exposés aux niveaux les plus élevés de $PM_{2,5}$ (>97,93 $\mu g.m^{-3}$) avaient un risque presque doublé de sifflements respiratoires au cours des 12 derniers mois (OR = 1,90 ; IC95 % : 1,04–3,45), et ce risque était encore plus élevé pour les sifflements rapportés au cours des 30 derniers jours (OR = 2,28 ; IC95 % : 1,00–5,18). Des tendances similaires ont été observées pour les PM_{10}, avec un risque accru de sifflements (OR = 3,00 ; IC95 % : 1,23–7,33) pour les enfants exposés aux concentrations les plus élevées (>137,9 $\mu g.m^{-3}$) par rapport au tertile le plus bas d'exposition (< 116,77 $\mu g.m^{-3}$). L'étude cas-témoins de Madureira *et al.* 2016 portait sur 38 enfants diagnostiqués comme asthmatiques (cas) et 30 enfants asymptomatiques (témoins), recrutés parmi les participants de l'étude de 2015. Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées de la même façon qu'en 2015, 8h par jour pendant 7 jours dans les logements. Aucune association n'a été observée entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ ou PM_{10} et l'asthme.

L'étude transversale menée par Mendes *et al.* en 2016 à Porto (Portugal) visait à explorer l'association entre l'exposition aux particules fines et les symptômes respiratoires chez les personnes âgées vivant en établissements de soins de longue durée (Mendes *et al.* 2016). Elle s'est déroulée entre novembre 2011 et août 2013 et a inclus 143 résidents âgés de 65 ans et plus répartis dans 21 institutions. Des mesures de la qualité de l'air ont été réalisées à l'intérieur des bâtiments, dans différents espaces communs et privés (salles à manger, salons, bureaux médicaux et chambres), à deux périodes de l'année : été et hiver. En été, les concentrations médianes de PM_{10} en intérieur étaient de 40 $\mu g.m^{-3}$, avec des valeurs extrêmes allant jusqu'à 1 730 $\mu g.m^{-3}$. En hiver, la médiane était plus élevée, atteignant 50 $\mu g.m^{-3}$ [30–70], avec un maximum de 86 $\mu g.m^{-3}$. Pour les $PM_{2,5}$, la médiane restait stable entre les saisons (30 $\mu g.m^{-3}$), bien que les valeurs extrêmes en été aient été exceptionnellement élevées (jusqu'à 2 120 $\mu g.m^{-3}$). Les données de santé ont été recueillies à l'aide du questionnaire BOLD (*Burden of Obstructive Lung Disease*), qui interrogeait les résidents sur des symptômes respiratoires tels que la respiration sifflante, la toux, la production de crachats, l'asthme et la rhinite allergique. L'analyse des résultats a pris en compte plusieurs facteurs de risque/confusion, notamment l'âge, le sexe, les habitudes tabagiques et la durée de résidence dans l'établissement. L'analyse s'est concentrée sur la comparaison entre les niveaux d'exposition aux particules (au-dessus ou en dessous des seuils de référence) et la prévalence des symptômes respiratoires. Le résultat principal statistiquement significatif concernait la rhinite allergique : une exposition à des concentrations de PM_{10} supérieures à la valeur de référence nationale (50 $\mu g.m^{-3}$) était associée à une augmentation du risque de rhinite allergique (OR = 2,87 IC95 % : 1,14–7,24 ; p = 0,025). Cette association suggère un lien entre la pollution particulaire intérieure et une réponse inflammatoire ou allergique des voies respiratoires supérieures chez les personnes âgées. En revanche, aucune analyse concluante n'a pu être réalisée pour les $PM_{2,5}$ car la majorité des mesures dépassaient déjà la valeur de référence nationale (25 $\mu g.m^{-3}$), ce qui empêchait une classification discriminante des

expositions. De plus, les autres symptômes respiratoires tels que toux, sifflements ou production de crachats n'ont pas montré d'association statistiquement significative avec les niveaux de particules mesurés.

L'étude transversale de Sa *et al.* (2019), menée à Porto (Portugal) auprès de 164 enfants âgés de 3 à 10 ans fréquentant trois crèches et deux écoles primaires n'a pas mis en évidence de lien statistiquement significatif entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et la survenue de sifflements, que ce soit pour des concentrations inférieures ou supérieures à 25 $\mu g.m^{-3}$, seuil fixé par la législation portugaise pour les $PM_{2,5}$, après ajustement sur le sexe, l'âge, le groupe scolaire et les antécédents familiaux d'asthme. Dans cette étude, les $PM_{2,5}$ ont été mesurées en temps réel de février à juin 2016 sur une journée complète. Les concentrations médianes et moyennes étaient respectivement égales à 32,6 et 41,6 $\mu g.m^{-3}$.

L'étude transversale menée par Sasso *et al.* (2019) réalisée à Marseille visait à évaluer l'association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ à l'intérieur des salles de classe et la prévalence de troubles respiratoires et allergiques chez 1199 enfants scolarisés (âge moyen : 10,3 ans ; 51,9 % de garçons). Elle s'est déroulée en 2016 dans 18 écoles primaires publiques. Les concentrations en $PM_{2,5}$ ont été mesurées par gravimétrie de février à juillet 2016 sur 4,5 jours, du lundi matin (avant 8h30) au vendredi après-midi (16h30). Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ mesurées en 2016 étaient significativement plus faibles que celles mesurées en 1999 lors d'une étude précédente : 10,4 $\mu g.m^{-3}$ (±3,6) contre 15,7 $\mu g.m^{-3}$ (±4,9), avec une différence statistiquement significative ($p < 0,001$). Les données de santé ont été recueillies à l'aide du questionnaire ISAAC, portant sur les diagnostics et symptômes d'asthme, de rhinite allergique et d'eczéma. Les analyses statistiques ont pris en compte de nombreux facteurs de risque/confusion, dont l'âge, le sexe, le niveau socioéconomique, les antécédents familiaux d'allergie, le tabagisme passif, le régime alimentaire, les conditions de logement, la prématurité, le poids de naissance, le mode de garde et l'allaitement maternel. Trois classes d'exposition ont été définies par tertile : exposition faible : 4,5 – 9,1 $\mu g.m^{-3}$, exposition moyenne : 9,2-10,7 $\mu g.m^{-3}$, exposition élevée : 10,9-25,8 $\mu g.m^{-3}$ (données transmises par les auteurs). Une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe et la probabilité d'un diagnostic médical d'asthme pour les classes d'exposition moyenne et élevée a été mise en évidence, comparativement à la classe d'exposition faible.

L'étude de Maesano *et al.* (2019) réalisée en Auvergne (France) entre février et avril 2012 visait à évaluer l'impact de la pollution de l'air intérieur dans des environnements agricoles sur la santé respiratoire des agriculteurs. L'échantillon comprenait 109 agriculteurs vivant et travaillant sur 50 exploitations agricoles, dont 59,3 % étaient des hommes. L'étude a porté à la fois sur l'environnement résidentiel (salon et chambre) et professionnel (grenier/étable), avec des mesures de particules de tailles différentes (0,1 à 10 µm) dont PM_{10} et $PM_{2,5}$ effectuées dans chacun de ces lieux. Les résultats ont été classés en fonction du 75^{e} percentile des concentrations mesurées pour comparer les expositions « faibles » (<P75) et « élevées » (≥P75). Les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les lieux de travail (greniers, étables), en particulier pour les PM_{10} (médiane = 69,5 $\mu g.m^{-3}$; max = 5 733 $\mu g.m^{-3}$), ce qui reflète des activités agricoles potentiellement émissives comme l'alimentation des animaux ou le stockage du grain. Les concentrations dans les pièces de vie et les chambres étaient similaires, traduisant une homogénéité de l'exposition dans le cadre domestique (les concentrations médianes mesurées dans le salon et les chambres étaient respectivement de 2 et 1 $\mu g.m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ et de 25 et 16 $\mu g.m^{-3}$ pour les PM_{10}). Les participants ont bénéficié d'examens spirométriques et d'un diagnostic d'asthme ou de BPCO établi selon des critères cliniques et fonctionnels. Une attention particulière a été portée à l'obstruction précoce des voies aériennes, définie comme un débit expiratoire moyen ($DEM_{25–75\ \%}$) < 80 % avec un

rapport VEMS/CVF > 70 %. Après ajustement sur l'âge, le sexe, le tabagisme, l'humidité relative, la présence d'animaux domestiques et de moisissures, les résultats n'ont pas montré d'associations significatives entre les niveaux de $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans les habitations et le risque de BPCO ou le diagnostic d'asthme. Toutefois, une exposition élevée aux $PM_{2,5}$ dans les lieux de travail (≥P75, soit 8 µg.m^{-3}) était significativement associée à un risque accru d'obstruction précoce des voies aériennes (OR = 5,26 ; IC95 % : 1,09–25,28). Cette association n'était pas observée pour les PM_{10}.

L'étude transversale de Baloch *et al.* (2020) a inclus un large échantillon représentatif d'enfants scolarisés (N = 5 175, âge moyen = 8,9 ans) dans 54 villes réparties dans 23 pays européens (N=115 écoles et 319 salles de classe). Les mesures de $PM_{2,5}$ ont été réalisées par gravimétrie et à l'aide d'un appareil de mesure optique en temps réel (photomètres TSI) sur des périodes de 24 heures. Les facteurs de risque/confusion pris en compte sont l'âge, le sexe, l'origine ethnique, le niveau d'éducation et l'emploi de la mère, l'exposition à la fumée de tabac environnementale, la présence d'animaux domestiques, le pays de résidence, les antécédents familiaux d'allergie et le taux de ventilation et les niveaux de CO_2 dans la classe. Les symptômes ont été recueillis par questionnaires standardisés (ISAAC, HESE, SEARCH[11]), portant sur une période de moins de 3 mois, incluant les symptômes des voies respiratoires supérieures et inférieures, oculaires, cutanés et systémiques. Deux classes d'exposition ont été définies en considérant un seuil de 38,4 µg.m^{-3} correspondant à la concentration médiane mesurée dans les salles de classe. Les résultats de l'étude montrent des associations significatives pour les niveaux élevés de $PM_{2,5}$ (> 38,4 µg.m^{-3}) pour les symptômes des voies aériennes supérieures (OR = 1,33 ; IC95% : 1,04–1,69) et inférieures (OR = 1,32 ; IC95% : 1,00–1,75) en considérant le modèle ajusté sur les caractéristiques personnelles et sociodémographiques et le taux de ventilation.

L'étude transversale de Branco *et al.* (2020) a été conduite au Portugal de 2013 à 2016 auprès de 1530 enfants âgés de 3 à 10 ans fréquentant des crèches et des écoles primaires. Les concentrations en $PM_{2,5}$ ont été mesurées dans les crèches et les écoles par mesure optique en temps réel sur 24h, sur des périodes de 1 à 9 jours. La concentration médiane en $PM_{2,5}$ mesurée les jours d'occupation des locaux était égale à 26,3 µg.m^{-3}. Les associations ont été estimées pour une augmentation IQR de l'exposition et comparant des expositions « élevées » et « faibles » définies respectivement comme supérieures ou inférieures à la limite réglementaire en vigueur au Portugal (25 µg.m^{-3}) ou à la médiane de l'exposition (concentration pondérée par le temps, soit 44,1 µg.m^{-3} (information fournie par les auteurs)). Après ajustement sur plusieurs facteurs (type de site rural/urbain, campagne, sexe, âge, IMS, antécédents familiaux d'asthme, niveau d'éducation maternel, exposition à la fumée de tabac, contacts précoces avec des animaux de la ferme ou domestiques), cette étude a mis en évidence met en évidence une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et la réduction du VEMS chez les enfants ayant une exposition élevée comparativement à ceux ayant une exposition faible :

- inférieure ou égale valeur réglementaire de 25 µg.m^{-3}): OR = 2,08 ; IC95 % : 1,04–4,14(p=0,034),
- valeur moyenne à 44,1 µg.m^{-3} : OR = 2,43 ; IC95 % : 1.29–4.61 (p=0,005).

11 HESE : Hygiène, Environnement, Santé, Enfant ; SEARCH : Study of Environment, Allergy, and Respiratory disease in Childhood and Housing (Étude sur Environnement, Allergie et Affections Respiratoires chez l'Enfant et le Logement)

Il n'a pas été rapporté d'association significative pour les autres effets : sifflements actifs au cours des 12 derniers mois, asthme rapporté selon le questionnaire ISAAC ou diagnostiqué, VEMS/CVF réduit, asthme avec ou sans sensibilisation allergénique. En revanche, aucune association significative n'a été observée avec la survenue d'asthme, qu'il soit associé ou non à une sensibilisation allergique.

L'étude de panel publiée par Kim *et al.* en 2021, a évalué la relation entre les niveaux de $PM_{2,5}$ à l'intérieur des domiciles et la sévérité des exacerbations de la BPCO durant l'hiver, dans différentes zones géographiques de la Corée du Sud (Kim *et al.* 2021). L'étude s'est déroulée entre décembre 2019 et février 2020 dans quatre régions coréennes : deux urbaines, une industrialisée et une rurale. Elle a inclus 104 adultes ayant un diagnostic confirmé de BPCO, avec une moyenne d'âge de 67,4 ans, dont 90,4 % étaient des hommes et 23 % étaient des fumeurs actifs au moment de l'étude. Des mesures optiques en temps réel de la concentration de $PM_{2,5}$ ont été effectuées dans les domiciles pendant trois mois en hiver, en parallèle de mesures extérieures. L'analyse a permis de comparer l'exposition intérieure entre les sujets ayant eu des exacerbations sévères de BPCO et ceux ayant eu des formes plus modérées ou légères. Les participants ayant subi des exacerbations sévères de BPCO étaient ceux pour lesquels l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures était la plus élevée, tant en termes de concentration que de durée à des seuils critiques : concentration moyenne de $PM_{2,5}$ pour les patients avec une exacerbation sévère : 15,17 ± 8,37 $\mu g.m^{-3}$ *vs.* 9,94 ± 5,80 $\mu g.m^{-3}$ pour ceux ayant une exacerbation modérée/légère (p = 0,028). La durée d'exposition à des niveaux élevés de $PM_{2,5}$ (≥35 $\mu g.m^{-3}$) sur 4 mois était plus longue pour les patients avec une exacerbation sévère (230,73 ± 62,29 heures vs 91,04 ± 29,74 heures), que pour les patients avec une exacerbation modérée/légère (p = 0,031). De même pour la durée à des niveaux très élevés (≥75 $\mu g.m^{-3}$) pour les patients avec une exacerbation sévère (48,00 ± 20,42 heures, vs 9,00 ± 4,41 heures (p = 0,030)).

L'étude transversale de Szabados *et al.* (2022) s'est déroulée de novembre 2017 à avril 2018 auprès de 1084 enfants d'écoles primaires de cinq pays d'Europe centrale : la République tchèque, la Hongrie, l'Italie, la Pologne et la Slovénie. Elle visait à évaluer l'association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans les salles de classe d'écoles primaires et divers symptômes respiratoires et allergiques chez les enfants. Au total, 1084 enfants âgés de 6 à 14 ans (âge moyen : 8,8 ans), répartis dans 64 classes (soit environ 12 classes par pays, et 16 pour la Hongrie), ont participé à l'étude. Les données sur la santé ont été collectées *via* le questionnaire ISAAC rempli par les parents, couvrant un large éventail de symptômes : asthme, rhinite, allergies, symptômes respiratoires (toux, congestion nasale), symptômes oculaires, cutanés et généraux. L'exposition aux $PM_{2,5}$ a été mesurée dans les salles de classe par gravimétrie pendant cinq jours consécutifs (du lundi au vendredi), avec des sessions de 6 à 8 heures par jour. La concentration moyenne globale des $PM_{2,5}$ dans les établissements scolaires était de 31 $\mu g.m^{-3}$. Trois classes d'exposition aux $PM_{2,5}$ ont été définies par tertile (T): T1 : < 21 $\mu g.m^{-3}$, T2 : 21–37 $\mu g.m^{-3}$ et T3 ≥ 38 $\mu g.m^{-3}$. L'analyse multivariée (ajustement sur le pays, le sexe, l'IMC, le niveau d'éducation de la mère, la présence d'animaux domestiques, l'humidité ou les moisissures au domicile, la température de la classe) a mis en évidence une association significative entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et certains symptômes respiratoires : OR = 2,24 ; IC95 % : 1,26–3,97 pour la toux irritative pour des concentrations ≥ 38 $\mu g.m^{-3}$, et OR = 1,73 ; IC95 % : 1,04–2,89 pour la congestion nasale pour des concentrations comprises entre 21 et 37 $\mu g.m^{-3}$.

Le Tableau 13 présente de façon synthétique le design de ces études, le niveau de confiance initiale et d'adéquation des résultats ainsi que l'évaluation des risques de biais.

Tableau 13 : Evaluation des études par classes d'exposition – $PM_{2,5}$

Référence	Type d'étude	Population	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais (++ ; + ; - ; - - ; NR)			
					biais de sélection	biais de confusion	biais dans l'évaluation de l'exposition	biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Flamant-Hulin *et al.* (2010)	Transversale	Enfants	2	2	-	-	-	+
Raaschou-Nielsen *et al.* (2010)	Cohorte	Enfants	2	2	-	+	+	-
Franck *et al.* (2011)	Cohorte	Enfants	2	2	+	-	--	-
Annesi-Maesano *et al.* (2012)	Transversale	Enfants	2	2	+	-	+	-
Balmes *et al.* (2014)	Cohorte prospective	Adultes	2	2	+	+	-	+
Woods *et al.* (2014)	Série de cas	Enfants	2	1	-	+	--	+
Madureira *et al.* (2015)	Transversale	Enfants	2	2	-	-	+	+
Madureira *et al.* (2016)	Cas-témoins	Enfants	2	2	-	-	+	+
Mendes *et al.* (2016)	Transversale	Adultes (personnes âgées)	2	2	-	+	+	+
Sa *et al.* (2019)	Transversale	Enfants	2	2	++	--	-	-
Sasso *et al.* (2019)	Transversale	Enfants	2	2	-	--	-	+
Maesano *et al.* (2019)	Transversale	Adultes (fermiers)	2	2	NR	-	-	+
Baloch *et al.* (2020)	Transversale	Enfants	2	2	+	-	-	-
Branco *et al.* (2020)	Transversale	Enfants	2	2	++	+	-	+
Kim *et al.* (2021)	Panel	Adultes	2	1	+	-	+	NR
Szabados *et al.* (2022)	Transversale	Enfants	2	2	-	+	+	-
Hansel *et al.* (2023)	Cohorte	Adultes	3	2	-	++	-	+

NR : non renseignable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; - - : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication.

Il ressort de l'analyse de ce tableau qu'aucune étude ne permet à elle seule de dériver une VGAI compte tenu des niveaux de confiance initiale et des risques de biais, justifiant l'intérêt d'une approche par faisceau d'évidence intégrant l'ensemble des données disponibles.

Le Tableau 14 présente les résultats des études retenues par type d'effet respiratoire en indiquant le seuil de concentration correspondant à la classe d'exposition au-delà duquel l'association entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ et l'effet devient significative.

Tableau 14 : Résultats de l'évaluation des études par classes d'exposition selon l'évènement de santé respiratoire analysé ($PM_{2,5}$)

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative ($\mu g.m^{-3}$)	Concentrations mesurées dans l'étude ($\mu g.m^{-3}$)	Classes d'exposition ($\mu g.m^{-3}$)	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Asthme	Annesi-Maesano *et al.* (2012), transversale, enfants[a]	**Oui**	**17,5**	Min = 7,2 Max = 27,7 Med = 15,8 Moy = 14,4	T1 : ≤12,2 ; T2 : 12,2–17,5 ; T3 : >17,5	2	2	+	-	+	-
	Madureira *et al.* (2016), cas-témoins, enfants	Non	NC	Min=36 Max = 287 Med = 54	T1 : <48.58: 1 T2 : 48.58–83.20 T3 :≥83.21:	2	2	-	-	+	+
	Mendes *et al.* (2016), transversale, adultes	Non	NC	Eté/hiver : Med = 30/30 Min = 2/20 Max =2120/43	Seuil = référence nationale = 25	2	2	-	+	+	+
	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes[b]	Non	NC	Moy = 13,3 Med = 2,5 P75 = 8 Max = 327	Seuil = P75 = 8	2	2	NR	-	-	+
	Sasso *et al.* (2019), transversale, enfants	**Oui**	**9,2**	Moy=10,4 (2016) Moy=15,7 (1999)	Exposition faible : 4,5 – 9,1, exposition moyenne : 9,2-10,7 exposition élevée : 10,9-25,8	2	2	-	--	-	+
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=44,1 Moy=51,3	Seuil = référence nationale = 25	2	2	++	+	-	+
Bronchite	Franck *et al.* (2011), cohorte, enfants	**Oui**	**66**	Med=32 Moy=65,6	≤66 >66 et ≤ 115 > 115	2	2	+	-	--	-
Allergies nasales	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min=39 Max=244 Med=82	Exposition faible : < 72,5 Exposition élevée >97,9	2	2	-	-	+	+
FeNO	Flamant-Hulin *et al.* (2010), transversale,enfants	**Oui**	**11,92[a]**	Min=6,2 Max=15,6 Med=10,6 Moy=10,2	Seuil = P75 = 11,9	2	2	-	-	-	+

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative (µg.m^{-3})	Concentrations mesurées dans l'étude (µg.m^{-3})	Classes d'exposition (µg.m^{-3})	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Toux	Madureira *et al.* (2015), transversale,enfants	Non	NC	Min=39 Max=244 Med=82	Exposition faible : < 72,5 Exposition élevée >97,9	2	2	-	-	+	+
	Szabados *et al.* (2022), transversale, enfants	**Oui**	**38**	Moy=31	T1 : < 21, T2 : 21–37 et T3 ≥ 38	2	2	-	+	+	-
Sifflements	Franck *et al.* (2011), cohorte, enfants	Non	NC	Med=32 Moy=65,6	≤66 >66 et ≤ 115 > 115	2	2	+	-	--	-
	Raaschou-Nielsen *et al.* (2014), cohorte, enfants	Non	NC	Med=12,7 Moy=17,7	Q1<10,6 (classe de référence), Q2 :10,6–13,2 , Q3 :13,2–16,8, Q4 :16,8–24.1, Q5 >24,1	2	2	-	+	+	-
	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	**Oui**	**97,93**	Min=39 Max=244 Med=82	Exposition faible : < 72,5 Exposition élevée >97,9	2	2	-	-	+	+
	Sa *et al.* (2019), transversale, enfants	Non	NC	Min=20,5 Med=32,6 Moy=41,6	Seuil = référence nationale = 25	2	2	++	--	-	-
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=44,1 Moy=51,3	Seuil = référence nationale = 25	2	2	++	+	-	+
Voies aériennes (supérieures et inférieures)	Baloch *et al.* (2020), transversale, enfants	**Oui**	**38,4**	Med=38,4 Moy=45,3	Seuil = med = 38,4	2	2	+	-	-	-
Mucosités	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min=39 Max=244 Med=82	Exposition faible : < 72,5 Exposition élevée >97,9	2	2	-	-	+	+
Obstruction nasale	Szabados *et al.* (2022), transversale, enfants	**Oui**	**21**	Moy=31	T1 : < 21, T2 : 21–37 et T3 ≥ 38	2	2	-	+	+	-

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative (µg.m^{-3})	Concentrations mesurées dans l'étude (µg.m^{-3})	Classes d'exposition (µg.m^{-3})	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Rhinoconjonctivite	Annesi-Maesano *et al.* (2012), transversale, enfants[b]	Non	NC	Min=7,2 Max=27,7 Med=15,8	T1 : ≤12,2 ; T2 : 12,2–17,5 ; T3 : >17,5	1	2	+	-	+	-
Symptômes respiratoires	Balmes *et al.* (2014), cohorte, adultes	**Oui**	**21**[d]	Min=1 Max=1130 Med=14 Moy=39,1	faible (≤10) ; moyenne (11–21) ; élevée (≥21).	2	2	+	+	-	+
Symptômes oculaires	Baloch *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=38,4 Moy=45,3	Seuil = med = 38,4	2	2	+	-	-	-
Tous symptômes	Baloch *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=38,4 Moy=45,3	Seuil = med = 38,4	2	2	+	-	-	-
BPCO	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes[b]	Non	NC	Moy =13,3 Med = 2,5 P75 = 8,0 Max = 327	Seuil = P75 = 8	2	2	NR	-	-	+
	Kim *et al.* (2021), panel, adultes	**Oui**	**9,94**	ND	NA	2	1	+	-	+	NR
Paramètres respiratoires (CVF et/ou VEMS et/ou VEMS/CVF et/ou PEF)	Balmes *et al.* (2014), cohorte, adultes	Non	NC	Min=1,0 Max=1130 Med=14 Moy = 39,1	faible (≤10) ; moyenne (11–21) ; élevée (≥21).	2	2	+	+	-	+
	Woods *et al.* (2014)[c]	**Oui**	**35**	Salon/chambre Med = 7,4/5,6 P25 = 4,9/3,1 P75 = 11,5/11,1	Seuil = 35	2	1				
	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min=39 Max=244 Med = 82	Exposition faible : < 72,5 Exposition élevée >97,9	2	2	-	-	+	+
	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes(b)	**Oui**	**8**	Moy =13,3 Med = 2,5 P75 = 8,0 Max = 327	Seuil = P75 = 8	2	2	NR	-	-	+
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	**Oui**	**25**	Med=26,3	Seuil = référence nationale = 25	2	2	++	+	-	+
	Hansel *et al.* (2023), cohorte, adultes	**Oui**	**31,3**	Moy = 11,3 Med = 8,4	Exposition faible (<P5 soit < 1,7)	3	2	-	++	-	+

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative (µg.m^{-3})	Concentrations mesurées dans l'étude (µg.m^{-3})	Classes d'exposition (µg.m^{-3})	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
				P5 = 1,7 P25 = 4,8 P75 = 15,0 P95 = 31,3	Exposition élevée (>P95 soit > à 31,3)						

(a) Valeur estimée à partir des figures de l'étude ; (b) Les concentrations rapportées sont celles mesurées dans des greniers/étables ; (c) : pourcentage de temps passé au-dessus du seuil ; (d) Des effets à la limite de la significativité ont été mis en évidence dès 11 µg.m-3 (Balmes et al. 2014) ; NC : non concerné ; ND : non disponible ; NR : non renseigné ; NA : non applicable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication.

Les études disponibles sur l'exposition aux $PM_{2,5}$ en lien avec des effets respiratoires chez l'enfant et l'adulte sont hétérogènes en termes de résultats, de populations étudiées et de concentrations mesurées dans les environnements intérieurs. Néanmoins, plusieurs travaux rapportent des associations statistiquement significatives à partir de concentrations relativement faibles. Pour l'asthme, des associations significatives sont rapportées à partir de 17,5 $\mu g.m^{-3}$ ($3^{ème}$ tertile d'exposition) (Annesi-Maesano *et al.* 2012) et de 9,1 $\mu g.m^{-3}$ (Sasso *et al.* 2019). Un seuil plus élevé à 66 $\mu g.m^{-3}$ est identifié à partir de l'étude de Franck *et al.* (2011) qui a considéré deux classes d'exposition à partir du P75. Concernant les sifflements, Madureira *et al.* (2015) est la seule étude à mettre en évidence une association significative, avec un seuil à 98 $\mu g.m^{-3}$, qui correspond au $3^{ème}$ tertile d'exposition.

Dans l'étude de Balmes *et al.* (2014), une association significative pour les symptômes respiratoires généraux est observée à partir de 21 $\mu g.m^{-3}$ ($3^{ème}$ tertile d'exposition), elle est positive non significative pour des expositions entre 11 et 21 $\mu g.m^{-3}$ ($2^{ème}$ tertile d'exposition). De même, le seuil de 38,4 $\mu g.m^{-3}$ a été identifié dans l'étude de Baloch *et al.* (2020) qui a considéré deux classes d'exposition à partir de la concentration médiane pour des symptômes des voies respiratoires supérieures et inférieures chez l'enfant. Szabados *et al.* (2022) rapportent des associations significatives à partir de 38 $\mu g.m^{-3}$ ($3^{ème}$ tertile d'exposition) pour la toux et 21 $\mu g.m^{-3}$ ($2^{ème}$ tertile d'exposition) pour l'obstruction nasale. Une augmentation significative du FeNO (marqueur de l'inflammation des voies respiratoires) est rapportée à partir de 11,9 $\mu g.m^{-3}$ dans l'étude de Flamant-Hulin *et al.* (2010) qui a considéré deux classes d'exposition à partir du P75.

Concernant les paramètres fonctionnels respiratoires, des associations significatives sont rapportées dans trois études, avec des seuils identifiés chez l'adulte à partir de 8 $\mu g .m^{-3}$ (Maesano *et al.* 2019) qui a considéré deux classes d'exposition à partir du P75 et 31,3 $\mu g.m^{-3}$ (P95) (Hansel *et al.* 2023) chez l'adulte qui a considéré deux classes d'exposition, à partir du P95 et en dessous du P5, et à 25 $\mu g.m^{-3}$ chez l'enfant (Branco *et al.* 2020) correspondant à la valeur réglementaire au Portugal.

5.2.4.2.2 PM_{10}

Pour les PM_{10}, aucune étude de cohorte ayant étudié la forme de la relation exposition-risque et permettant de dériver un seuil n'a été identifiée. Une étude de cohorte, une étude de panel, une étude cas-témoins et six études transversales présentant des résultats par classes d'exposition ont été retenues par le GT.

Les études de Branco *et al.* 2020, Madureira *et al.* 2015, Madureira *et al.* 2016, Franck *et al* . 2011, Kim *et al.* 2021, Mendes *et al.* 2016 et Maesano *et al.* 2019 sont détaillées dans le chapitre 4.2.4.2 .1. L'étude de Bentayeb *et al.* 2015 avait pour objectif d'évaluer l'impact de la pollution de l'air intérieur sur la santé respiratoire des personnes âgées résidant dans des maisons de retraite de sept pays européens (Belgique, Danemark, France, Grèce, Italie, Pologne, Suède). Cette étude, conduite auprès de 600 résidents (âge médian : 82 ans) de 50 établissements de retraite a montré que des niveaux élevés de PM_{10} (supérieurs à la médiane estimée à 35 $\mu g.m^{-3}$ d'après la figure 1 de l'article) étaient associés à une augmentation de certains symptômes respiratoires (dyspnée : OR = 1,53 ; IC95 % : 1,15-2,07 ; Toux : OR = 1,73 ; IC95 % : 1,17-10,3), après ajustement sur l'âge, le sexe, le pays, l'IMC, le tabac, le niveau scolaire, la saison et la ventilation. Ces effets étaient exacerbés en l'absence de ventilation adéquate. Aucune association significative n'a été observée pour les autres effets considérés (asthme, BPCO, sifflements, production de crachats, paramètres de la fonction respiratoire, FeNO). Dans cette étude, les PM_{10} étaient mesurées par mesure optique pendant

une semaine dans la pièce de vie commune. La concentration moyenne mesurée était égale à 29,8 µg.m$^{-3.}$

Les résultats de l'étude transversale menée par Simoni *et al.* (2010) sur la période 2004-2005 n'ont pas rapporté d'association significative entre les concentrations en PM_{10} et les symptômes respiratoires chez les 654 enfants issus de 21 écoles de cinq pays européens (Norvège, Suède, Danemark, France et Italie), que ce soit en considérant les données sanitaires à l'échelle individuelle ou au niveau des salles de classe. Une différence significative est observée pour la prévalence de la toux sèche nocturne, plus élevée lorsque les concentrations de PM_{10} sont plus importantes : 20,8 % (faible niveau, < 50 µg.m^{-3}) vs 38,6 % (niveau élevé, ≥ 50 µg.m^{-3}), p = 0,001. Deux questionnaires de santé standardisés (type ISAAC) ont été renseignés par l'enfant et les parents sur les symptômes survenus au cours des 12 derniers mois. Des tests cliniques non invasifs ont été effectués sur cinq élèves sélectionnés de manière aléatoire dans chaque classe (tests cutanés, spirométrie, rhinométrie acoustique, oxyde d'azote exhalé, collecte du condensat de l'haleine et des sécrétions nasales, temps de rupture et analyse du film lacrymal). Les PM_{10} étaient mesurées en temps réel (mesure optique) pendant 1 à 2h. La concentration moyenne mesurée toutes écoles confondues étaient égale à 112 µg.m^{-3}.

Le Tableau 15 présente de façon synthétique le design de ces études, le niveau de confiance initiale et d'adéquation des résultats ainsi que l'évaluation des risques de biais.

Tableau 15 : Evaluation des études par classes d'exposition – PM_{10}

Référence	Type d'étude	Population	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Branco *et al.* 2020	Transversale	Enfants	2	2	++	+	-	+
Madureira *et al.* 2015	Transversale	Enfants	2	2	-	-	+	+
Madureira *et al.* 2016	Cas-témoins	Enfants	2	2	-	-	+	+
Franck et al. 2011	Cohorte	Enfants	2	2	+	-	--	-
Kim et al. 2021	Panel	Adultes	2	1	+	-	+	NR
Bentayeb et al. 2015	Transversale	Adultes (personnes âgées)	2	2	+	++	+	+
Mendes et al. 2016	Transversale	Adultes (personnes âgées)	2	2	-	+	+	+
Maesano et al. 2019	Transversale	Adultes (fermiers)	0	2	NR	-	-	+
Simoni et al. 2010	Transversale	Enfants	2	2	NR	+	--	+

NR : non renseignée ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication.

Le Tableau 16 présente les résultats des études retenues par type d'effet respiratoire en indiquant le seuil de concentration correspondant à la classe d'exposition au-delà duquel l'association entre l'exposition aux PM_{10} et l'effet devient significative.

Tableau 16 : Résultats de l'évaluation des études par classes d'exposition selon l'évènement de santé respiratoire analysé (PM_{10})

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative ($\mu g.m^{-3}$)	Concentrations mesurées dans l'étude ($\mu g.m^{-3}$)	Classes d'exposition	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Asthme	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	Non	NC	Moy. = 29,8 Med*.= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
	Madureira *et al.* (2016), cas-témoins, enfants	Non	NC	Min= 38 Max= 296 Med= 56	T1 : <50.56 T2 : 50.56–84.95 T3 : ≥84.9	2	2	-	-	+	+
	Mendes *et al.* (2016), transversale, adultes	**Oui**	**50**	Eté/hiver Med = 40/50 Min = 20/20 Max = 1730/86	Seuil = référence nationale = 50	2	2	-	+	+	+
	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes[(a)]	Non	NC	Moy = 259,6 Min = 1,0 Med = 69,5 P75 = 167 Max = 5733	Seuil = P75 = 167	0	2	NR	-	-	+
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=70 Moy= 80,5	Seuil = référence nationale = 50	2	2	++	+	-	+
Bronchite	Franck *et al.* (2011), cohorte, enfants	**Oui**	**229**	Med= 76 Moy=121	≤119 >119 et ≤ 229 > 229	2	2	+	-	--	-
Rhinite	Simoni *et al.* (2010), transversale,enfants	Non	NC	Tous pays confondus Med = 106 Moy = 112	Seuil = 50	2	2	NR	+	--	+
Sifflements	Simoni *et al.* (2010), transversale, enfants	Non	NC	Tous pays confondus : Med = 106 Moy = 112	Seuil = 50	2	2	NR	+	--	+
	Franck *et al.* (2011), cohorte, enfants	Non	NC	Med= 76 Moy=121	≤119 >119 et ≤ 229 > 229	2	2	+	-	--	-

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative (µg.m^{-3})	Concentrations mesurées dans l'étude (µg.m^{-3})	Classes d'exposition	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	**Oui**	**138**	Min= 56 Max= 320 Med= 127	Exposition faible : < 116,77 Exposition élevée : > 137,9	2	2	-	-	+	+
	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	Non	NC	Moy. = 29,8 Med*.= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	Non	NC	Med=70 Moy= 80,5	Seuil = référence nationale = 50	2	2	++	+	-	+
Allergies nasales	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min= 56 Max= 320 Med= 127	Exposition faible : < 116,77 Exposition élevée : > 137,9	2	2	-	-	+	+
Paramètres respiratoires (CVF et/ou VEMS et/ou VEMS/CVF)	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	Non	NC	Moy. = 29,8 Med(b)= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min= 56 Max= 320 Med= 127	Exposition faible : < 116,77 Exposition élevée : > 137,9	2	2	-	-	+	+
	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes [(a)]	Non	NC	Moy = 259,6 Min = 1,0 Med = 69,5 P75 = 167 Max = 5733	Seuil = P75 = 167	0	2	NR	-	-	+
	Branco *et al.* (2020), transversale, enfants	**Oui**	**50**	Med=38,0	Seuil = référence nationale = 50	2	2	++	+	-	+
Toux	Simoni *et al.* (2010), transversale, enfants	**Oui**	**50**	Tous pays confondus : Med = 106 Moy = 112	Seuil = 50	2	2	NR	+	--	+
	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min= 56 Max= 320 Med= 127	Exposition faible : < 116,77 Exposition élevée : > 137,9	2	2	-	-	+	+
	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	**Oui**	**35**	Moy = 29,8 Med[(b)]= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+

Evènement de santé respiratoire	Etude, type d'étude, population	Association statistiquement significative	Concentration au-delà de laquelle l'association est significative ($\mu g.m^{-3}$)	Concentrations mesurées dans l'étude ($\mu g.m^{-3}$)	Classes d'exposition	Confiance initiale (de 0 à 4)	Adéquation des résultats (de 0 à 2)	Risque de biais de sélection	Risque de biais de confusion	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet
Mucosités	Madureira *et al.* (2015), transversale, enfants	Non	NC	Min= 56 Max= 320 Med= 127	Exposition faible : < 116,77 Exposition élevée : > 137,9	2	2	-	-	+	+
	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	Non	NC	Moy = 29,8 Med[(b)]= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
Dyspnée	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	**Oui**	**35**	Moy = 29,8 Med[(b)]= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
BPCO	Bentayeb *et al.* (2015), transversale, adultes	Non	NC	Moy = 29,8 Med[(b)]= 35	Seuil = med = 35	2	2	+	++	+	+
	Maesano *et al.* (2019), transversale, adultes[(a)]	Non	NC	Moy = 259,6 Min = 1,0 Med = 69,5 P75 = 167 Max = 5733	Seuil = P75 = 167	0	2	NR	-	-	+

(a) Les concentrations rapportées sont celles mesurées dans des greniers/étables ; (b) Valeur estimée à partir des figures de l'étude ; NC : non concerné ; NR : non renseignée ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication.

Les résultats de ces études sont hétérogènes.

Trois études (Branco *et al.* 2020 ; Madureira *et al.* 2016a ; Mendes *et al.* 2016) ont examiné la relation entre l'exposition aux PM_{10} et l'asthme chez l'enfant. Seule l'étude de Mendes *et al.* (2016) montre une association significative, avec un seuil fixé à 50 $\mu g.m^{-3}$. Les autres études ne rapportent pas de résultats statistiquement significatifs, bien que les niveaux médians soient relativement élevés. Un seuil élevé de 229 $\mu g.m^{-3}$ est identifié à partir de l'étude de Franck *et al.* (2011) qui considère les niveaux d'exposition les plus élevées à partir du 90ème percentile. Parmi les quatre études ayant étudié les sifflements, seule celle de Madureira *et al.* (2015) montre une association statistiquement significative, au-delà d'environ 138 $\mu g.m^{-3}$ de PM_{10} (3ème tertile d'exposition). L'étude de Branco *et al.* (2020) rapporte une altération significative des fonctions respiratoires au-delà de la valeur réglementaire de 50 $\mu g.m^{-3}$. En revanche, l'étude de Maesano *et al.* (2019) ne rapporte pas d'association significative, malgré une large gamme de concentrations en PM_{10} mesurées (0 à 327 $\mu g.m^{-3}$). Les résultats semblent également contradictoires concernant les symptômes de toux et mucosités : Simoni *et al.* (2010) rapportent une association significative pour la toux à partir de 50 $\mu g.m^{-3}$ de PM_{10}, tandis que Madureira *et al.* (2015) ne documentent pas d'association significative pour la toux ni pour les mucosités. Concernant la rhinite, les allergies nasales et la BPCO, aucune des études analysées n'a mis en évidence d'association significative avec l'exposition aux PM_{10}.

En conclusion, dans les études ayant mis en évidence des associations statistiquement significatives, les seuils de concentration en PM_{10} associés aux effets respiratoires varient de 50 à 229 $\mu g.m^{-3}$. Le seuil de 50 $\mu g.m^{-3}$ qui est le plus fréquemment rapporté pour identifier une association significative correspond à une valeur réglementaire en vigueur dans le pays d'étude, et non à une valeur dérivée directement des données empiriques de l'étude.

5.2.4.3 Proposition de VGAI

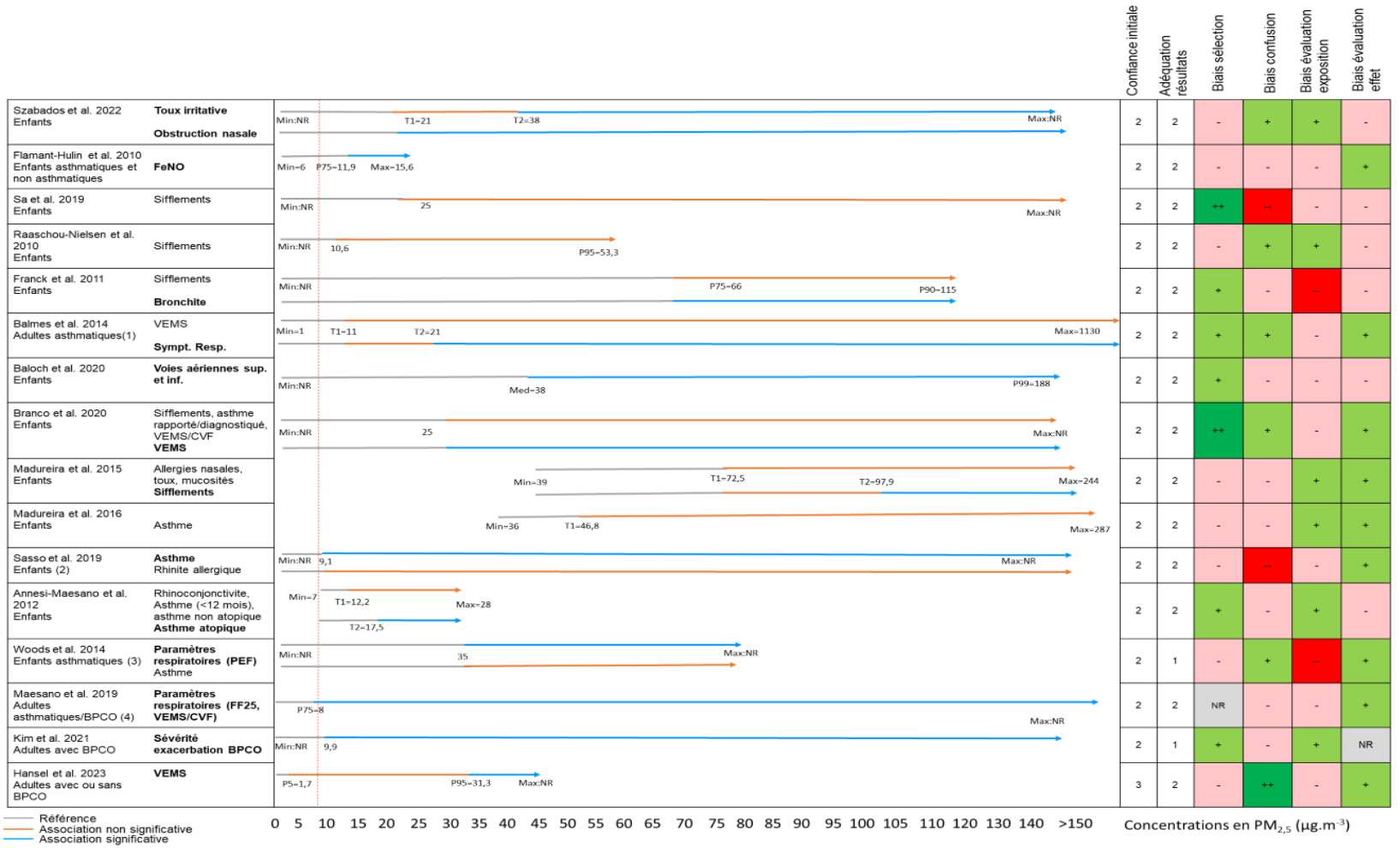
De façon générale, les études identifiées présentent des limites liées au fait qu'elles ont été conduites sur des échantillons de petite taille et que dans la majorité des cas, les paramètres de santé ont été évalués par questionnaire. De plus, la plupart des études sont transversales, et donc par nature, limitées en termes d'inférence causale. Peu d'études de cohorte ont évalué la forme de la relation entre l'exposition aux particules de l'air intérieur et les symptômes respiratoires, ou ont proposé des analyses par classes d'exposition permettant de déterminer un seuil au-delà duquel des associations avec des évènements de santé respiratoire sont observées.

Aucune de ces études n'est suffisamment robuste pour soutenir à elle seule la dérivation d'une VGAI. Ainsi, une approche par faisceau de preuves intégrant les résultats de plusieurs études indépendantes a été retenue. Cette approche permet de corroborer les résultats et de juger de leur cohérence à travers différents contextes, populations et méthodologies.

5.2.4.3.1 VGAI $PM_{2,5}$

- Valeur de la VGAI $PM_{2,5}$

La Figure 5Figure 1 présente les associations significatives et non significatives rapportées dans les études par classes d'exposition.



NR : non renseignable ; ++ : le risque de biais est faible. Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication ; + : le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais ; - ou NR : le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes ; -- : le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication.

(1) Des effets à la limite de la significativité ont été mis en évidence dès 11 $\mu g.m^{-3}$ (2) L'information quantitative sur les bornes « basse » et « haute » n'était pas disponible dans la publication de Sasso *et al.* 2019. Aussi, elles ont été estimées respectivement à 8,8 et 11,9 $\mu g.m^{-3}$ pour les besoins du graphique, à partir de la valeur moyenne de 10,4 $\mu g.m^{-3}$ et de la déviation standard de 3,6 $\mu g.m^{-3}$ en supposant que la distribution des concentrations suivait une loi normale. ; (3) Proportion de temps passé au-dessus de 35 $\mu g.m^{-3}$ (4) Les concentrations rapportées sont celles mesurées dans les greniers/étables.

Figure 5 : Associations entre l'exposition aux $PM_{2,5}$ intérieures et les effets respiratoires

Les associations statistiquement significatives rapportées pour les plus faibles concentrations concernent les études rappelées dans Les $PM_{2,5}$ ont été mesurées sur des durées allant de plusieurs jours à plusieurs mois, dans des contextes variés (écoles, logements, lieux de travail).

Ces éléments justifient l'établissement d'une VGAI long terme (VGAI-LT), reflétant les expositions répétées aux $PM_{2,5}$. Le seuil le plus faible identifié est égal à 8 $\mu g.m^{-3}$ (Maesano *et al*. 2019). Cependant, cette concentration a été mesurée dans des conditions particulières d'exposition (mesure dans les greniers de fermes). Ainsi, la VGAI-LT $PM_{2,5}$ retenue correspond au seuil identifié immédiatement supérieur et est égale à 9 $\mu g.m^{-3}$. Les associations statistiquement significatives rapportées pour les plus faibles concentrations concernent les études rappelées dans le Tableau 17.

Tableau 17 : Etudes rapportant des associations significatives entre l'exposition aux plus faibles concentrations de $PM_{2,5}$ et la survenue d'effets respiratoires

Référence	Type d'étude et pays	Population d'étude	Concentrations intérieures mesures ($\mu g.m^{-3}$)	Méthode et période de mesure	Seuil ($\mu g.m^{-3}$)	Effets
Flamant-Hulin *et al.* 2010	Transversale, France	Enfants (N = 104) (écoles)	Salles de classe Min=6,2 Max=15,6 Med=10,6 Moy=10,2	Gravimétrie 5 jours	11,9	FeNO
Balmes *et al.* 2014	Cohorte, USA	Adultes (N = 302), (logements)	Cuisine/salon Min: 1,0/1,0 Med =14,0/14,0 Max = 1130/1100 Moy = 39,1/40,5	Mesure optique (3 min, durée totale non précisée)	11	Symptômes respiratoires
Sasso *et al.* 2019	Transversale, France	Enfants (N = 1199) Ecoles	Salles de classe Moy=10,4 (2016) Moy=15,7 (1999)	Gravimétrie + mesures temps réel 4,5 jours par semaine, de février à juillet 2016	9,1	Asthme
Kim *et al.* 2021	Panel, Corée du Sud	Adultes (N=104) Logements	Non renseignées	Mesures en temps réel pendant 3 mois	9,9	Degré de sévérité de l'exacerbation de la BPCO

Malgré des limites mentionnées ci-dessous, le GT souligne que plusieurs études, non considérées dans l'approche par faisceau d'évidence car ne permettant pas d'identifier un seuil, ont mis en évidence des associations significatives pour des effets respiratoires pour des augmentations d'un incrément ou d'un intervalle interquartile IQR des concentrations en $PM_{2,5}$. Dans certaines de ces études, les concentrations moyennes ou médianes mesurées sont proches de la VGAI proposée pour les $PM_{2,5}$, notamment:

- L'étude transversale de McCormack *et al.* 2016 qui a montré que chez les participants obèses, une augmentation de 10 $\mu g.m^{-3}$ de $PM_{2,5}$ était associée à une aggravation significative de plusieurs symptômes de la BPCO : une utilisation accrue des bronchodilatateurs de secours, une augmentation de la fréquence des symptômes nocturnes, une élévation du score de dyspnée et une dégradation du score total du questionnaire SGRQ. Cette exposition était également liée à une fréquence plus

élevée de sifflements respiratoires, une augmentation des exacerbations et une élévation du taux d'éosinophiles circulants, suggérant une activation inflammatoire. La concentration moyenne mesurée dans les logements était égale à 9 µg.m^{-3}.

- L'étude croisée d'Isiugo *et al.* (2019) qui a montré une diminution significative des paramètres de la fonction respiratoire en lien avec les concentrations en $PM_{2,5}$: une augmentation d'un écart type des concentrations en $PM_{2,5}$ (SD = 17,7 µg/m³) entraînait une baisse de –6,1 % (–10,2 ; –1,9) du ratio VEMS/CVF (%) et une baisse de –12,9 % (–24,9 ; –1,0) de DEM_{25-75}. Les concentrations moyennes et médianes étaient respectivement égales à 14,6 et 8,7 µg.m^{-3}.
- L'étude de cohorte de Kang *et al.* (2023) qui a rapporté des associations significatives et négatives entre une augmentation d'un IQR (7 µg.m^{-3}) des concentrations de $PM_{2,5}$ et les scores ACT mensuels, indiquant une détérioration du contrôle de l'asthme avec l'augmentation des expositions aux particules ($PM_{2,5}$: β = -0,12 (IC 95 % : -0,24 ; -0,01) ; PM_{10} : β = -0,14 (IC 95 % : -0,26 ; -0,01)). Les concentrations moyennes et médianes étaient respectivement égales à 10,1 et 8,4 µg.m^{-3}.

Le GT souligne que la VGAI proposée comporte plusieurs limites notables.

La première est que la majorité des études disponibles sont des études transversales par nature qui ont principalement un objectif descriptif, visant à évaluer la fréquence d'une exposition ou d'une pathologie, ou la distribution d'un paramètre de santé. Cependant, la facilité de mise en œuvre de ces enquêtes a conduit à les utiliser également dans la recherche étiologique (Bouyer *et al.* 2009). Dans ce type d'enquête, souvent seul le recrutement des sujets est transversal, l'inclusion des sujets dans l'étude étant le plus souvent basée sur l'exposition actuelle, mais le recueil des informations sur l'évènement de santé peut concerner à la fois des évènements du présent et du passé. Les enquêtes transversales posent principalement deux types de problèmes. D'une part, la relation temporelle entre le facteur de risque étudié et la pathologie peut être difficile à établir (l'exposition précède-t-elle ou non la survenue de l'évènement de santé ?). D'autre part, le recrutement transversal exclut les sujets absents ou ayant quitté la population avant le début de l'enquête et peut être à l'origine de biais de sélection. Ces aspects sont intégrés dans l'évaluation des études. Ainsi, seule une étude a un niveau de confiance initiale « modéré » (où l'exposition précède forcément la survenue de l'évènement de santé, compte tenu du protocole, niveau de confiance = 3), et 16 études ont un niveau de confiance initiale « faible » (où l'exposition ne précède pas forcément la survenue de l'évènement de santé, compte tenu du protocole, niveau de confiance = 2). Par ailleurs, toutes les études présentent un risque de biais « fort » ou « probablement fort » pour au moins un type de risque de biais (sélection, confusion, évaluation de l'exposition, évaluation de l'évènement de santé). C'est pourquoi le GT a considéré le corpus d'études dans son ensemble, et n'a pas fait le choix d'une étude clé, pour dériver la VGAI.

La deuxième est que les seuils qui sont issus de classes d'exposition diffèrent selon les études et peuvent dans certains cas reposer sur des choix arbitraires. Plusieurs études ayant investigué la relation entre différentes classes de niveaux d'exposition aux $PM_{2,5}$ de l'air intérieur et le risque d'évènements de santé respiratoire montrent des associations pour les classes de niveaux élevés d'exposition en comparaison aux classes de niveaux plus faibles étudiées, suggérant l'existence de seuils qui peuvent varier en fonction des protocoles d'étude, des évènements de santé, des populations d'études, etc. Le choix des classes d'exposition à l'origine des seuils est basé sur des centiles retenus pour définir les classes d'exposition. Certains seuils sont même basés sur le choix de centiles élevés pour définir deux classes

d'exposition forte et faible (P75 ou P90 dans l'étude de Franck *et al.* 2011) et sont de fait très peu informatifs pour dériver une VGAI. Il en est de même pour les seuils définis à partir d'une valeur de référence nationale comme le seuil de 25 µg.m^{-3} issu de l'étude de Branco *et al.* 2020 qui correspond à une valeur limite nationale pour les $PM_{2,5}$ de l'air extérieur au Portugal. En l'absence de données suffisantes permettant de caractériser avec précision une relation dose-réponse en air intérieur, et d'études identifiant formellement un seuil d'effet basé sur des modèles quantitatifs robustes, le choix d'une approche par faisceau d'argument a été guidé :

- par le besoin d'un outil opérationnel pour interpréter des niveaux mesurés dans les environnements intérieurs en se basant sur les résultats d'études s'appuyant sur des mesures des PM en air intérieur et non en air extérieur vu les résultats de l'analyse des corrélations $PM_{2,5}$ int/ext (cf. chapitre 2.4.3) ;
- par le fait que plusieurs études rapportent des associations à partir de concentrations proches, permettant de proposer une valeur fondée sur un faisceau de preuve, même en l'absence de seuil plus formel.

La troisième est que les études portent essentiellement sur les environnements intérieurs suivants : les écoles, les logements. Aussi, il n'est pas recommandé d'utiliser la VGAI pour des environnements intérieurs dont la pollution particulaire est très spécifique et éloignée de celle des logements et des écoles, comme par exemple les enceintes ferroviaires souterraines. Pour les enceintes ferroviaires souterraines, l'Anses a proposé des concentrations en particules dans l'air à ne pas dépasser (Anses 2022).

La quatrième est que les études portent essentiellement sur les enfants et les adultes, avec une pathologie respiratoire ou non, et très peu d'études portent sur la petite enfance, les personnes âgées et les femmes enceintes, qui sont des populations potentiellement plus à risque (cf. chapitre 3.4).

Enfin, il convient de souligner que les études portant sur le lien entre des concentrations en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur (logements, bureaux, écoles, autres ERP) et un évènement de santé ont été retenues quelle que soit la présence ou non d'ajustement sur l'effet des autres polluants de l'air. En effet, la pollution de l'air intérieur est un mélange de polluants qui inclut la pollution issue de différentes sources intérieures, ainsi que le transfert à l'intérieur de la pollution de l'air extérieur. La pollution de l'air intérieur peut inclure par exemple des sources allergènes (ex : animaux de compagnie, parasites, moisissures), des microbes, de la combustion de biomasse et d'autres combustibles (NASEM, 2024). Cette pollution comprend de la matière particulaire et des contaminants gazeux. Aussi, les $PM_{2,5}$ et PM_{10} de l'air intérieur sont corrélées à d'autres polluants. Dans l'objectif de décrire les effets sur la santé humaine, il est difficile, voire impossible, de séparer l'influence de ces différentes composantes de la pollution de l'air intérieur sur les conditions de santé résultantes (NASEM, 2024). La recherche ciblant ce niveau de spécificité de différents composants de la pollution de l'air intérieur n'en est qu'à ses débuts. Aussi, les associations observées et utilisées pour dériver la VGAI reflètent *a priori* les effets de $PM_{2,5}$ ou PM_{10} mesurées ainsi qu'une partie des effets des autres polluants corrélés. A noter que seules les études sur les $PM_{2,5}$ ou PM_{10} ont été incluses. N'ont pas été incluses les études sur d'autres composés particulaires dont les effets sur la santé sont encore peu étudiés en air intérieur et dont la mesure est encore peu répandue et normalisée, comme le carbone suie et le nombre de particules (particules ultrafines).

5.2.4.3.2 VGAIPM_{10}

Compte tenu du faible volume de données disponibles, le GT ne propose pas de VGAI pour les PM_{10}.Le GT souligne que les concentrations en air intérieur des PM_{10} sont fortement corrélées aux concentrations en $PM_{2,5}$ dans les logements (cf. chapitre 2.4.2).

A des fins d'interprétation de résultats de mesure des PM_{10} dans des environnements intérieurs, le GT invite à convertir les données de concentration PM_{10} en concentration $PM_{2,5}$ puis à comparer les données de concentration $PM_{2,5}$ obtenues à la VGAI proposée pour les $PM_{2,5}$. Les données de concentration PM_{10} doivent être converties en concentration $PM_{2,5}$ en utilisant prioritairement les données propres aux sites étudiés, si elles sont disponibles et suffisantes. A défaut, des données issues d'autres campagnes de mesure peuvent être utilisées pour faire la conversion, comme par exemple un ratio moyen $PM_{2,5}$ / PM_{10} de 0,7 pour l'air intérieur des logements (cf. chapitre 2.4.2).

Date de validation du rapport d'expertise collective par le CES « Valeurs sanitaires de référence » : 25 septembre 2025.

Partie B du CES Air : Évaluation des méthodes de mesure

6 Méthodes de mesure dans l'air intérieur

Les méthodes de mesure de la concentration d'une substance dans l'air des lieux de travail et l'air intérieur sont évaluées de manière à recommander une ou plusieurs méthodes de référence permettant d'effectuer des mesures de concentration de la substance à des fins de comparaison avec les valeurs de référence proposées par l'Anses. L'objectif n'est pas de classer l'ensemble des méthodes selon un système de notation chiffrée mais plutôt de présenter de manière structurée et systématique les critères permettant d'arriver à un choix final fondé sur un jugement scientifique. La méthodologie de travail a fait l'objet d'un rapport du groupe de travail « Métrologie ». Le principe général est le suivant.

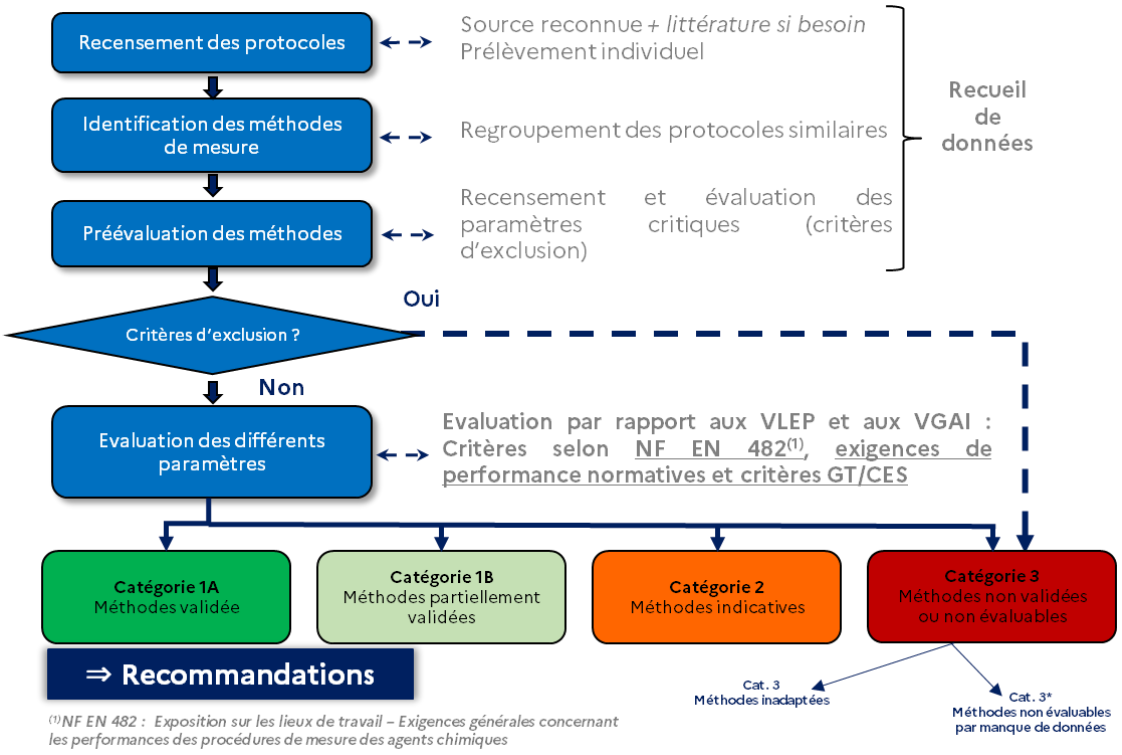


Figure 6 : Principe général (Anses 2025b)

6.1 Recensement des méthodes de mesure

6.1.1 Méthodes de mesure disponibles

Le Tableau 18 présente les méthodes et protocoles de mesure de la concentration en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur recensés.

Tableau 18 : Méthodes de mesures de la concentration en $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur recensées

Méthode		Protocoles
N°	**Descriptif**	**Air intérieur/air ambiant**
A	Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie	NF EN 12341 (2023) ISO 16000-37 (2019) US EPA IO-2.3 (1999) US EPA IP-10A (1990)
B	Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie	NF EN ISO-23210 (2009) US EPA IO-2.2 (1999)
C	Systèmes automatisés de mesure	NF EN 16450 (2017)
D	Systèmes basés sur la diffusion laser et la néphélométrie	ISO 21501-1 (2025) ISO 21501-2 à -3 (2019) ISO 21501-4 (2018)
E	Systèmes capteurs[12]	XP CEN TS 17 660 -2 (2025)

A noter que les méthodes D, E et une partie de la méthode C reposent sur le même principe de mesure optique (voir ci-après). Chacune de ces méthodes étant encadrée par une norme spécifique, propre à son principe de mesure et à son usage, elles sont distinguées dans la suite du rapport.

Afin de compléter les informations sur les méthodes D et E, une recherche bibliographique a été réalisée dans les bases de données Scopus et Pubmed. Les détails de cette recherche sont présentés en Annexe 7 et Annexe 8.

6.1.2 Généralités sur les méthodes de mesure optiques

- **Principe de mesure (d'après Anses 2022)**

La diffusion laser et la néphélométrie sont deux techniques de caractérisation des particules basées sur le principe de la diffusion de la lumière.

La technique basée sur la diffusion laser utilise un laser comme source lumineuse. Lorsqu'une particule traverse la chambre de mesure qui ne permet le passage que d'une particule à la fois, la lumière laser est dispersée par la particule. Une cellule photosensible détecte la lumière de diffusion. L'analyse de l'intensité de la lumière diffusée ou diffractée permet de déterminer la taille de la particule. Le nombre de particules peut alors être déduit en comptant le nombre d'évènements détectés sur la cellule photosensible (cf. Figure 7Figure 7 : Principe de la photométrie). L'avantage de cette approche est qu'un matériel unique peut détecter des particules avec différents diamètres ($PM_{2,5}$, PM_{10}). En appliquant la densité des particules, les données peuvent être ensuite converties en une distribution massique.

[12] Les systèmes capteurs peuvent également être dénommés « microcapteurs » ou « capteurs à bas coûts » dans la littérature (Anses 2022)

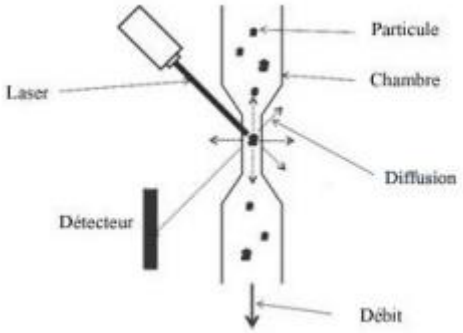


Figure 7 : Principe de la photométrie

La néphélométrie utilise une diode électroluminescente (LED) à infrarouge proche comme source de lumière et une cellule photosensible (silicium) pour mesurer la lumière totale diffusée (cf. Figure 8). En analysant les intensités de la lumière diffusée et la forme du diagramme de diffusion, la distribution de taille particulaire et la concentration en nombre peuvent être déterminées.

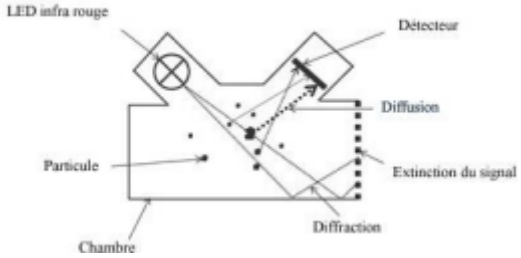


Figure 8 : Principe de la néphélométrie

Concernant le prélèvement, l'aérosol est aspiré par un ventilateur, une micro pompe ou circule par convection dans une chambre de détection. Connaissant le débit d'air, on peut ainsi remonter à une concentration en nombre, selon les gammes de taille. Cette concentration en nombre de particules doit être ensuite converti en concentration massique par calcul en intégrant la densité des particules. Comme cette densité dépend du nombre, du type, de la forme et du diamètre des particules, ce calcul peut entraîner des erreurs qui affecteront fortement la justesse de ces capteurs. Sur l'exemple ci-après (cf. Figure 9), le biais sur le volume et donc sur la masse est d'un facteur 2 entre la taille réelle de la particule et son diamètre aérodynamique* :

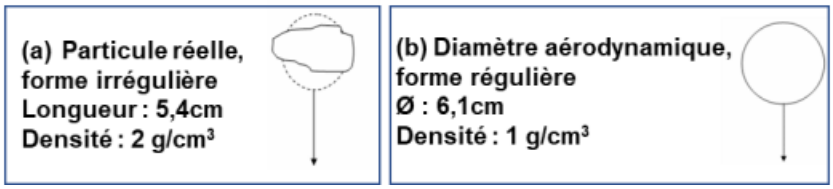


Figure 9 : Ecart entre particule réelle et diamètre aérodynamique

Les capteurs optiques de particules, qu'ils reposent sur la diffusion laser ou sur la néphélométrie, présentent un ensemble de biais inhérents au principe même de la mesure. Ces biais peuvent affecter la justesse, la reproductibilité et la comparabilité des données produites, en particulier pour les faibles concentrations observées en air intérieur.

- **Limite de détection des petites particules (< 300 nm)**

La détection optique repose sur la diffusion de la lumière par les particules. Or, l'efficacité de cette diffusion diminue fortement lorsque la taille des particules devient inférieure à 300 nm**.** Dans cette gamme, la lumière diffusée est trop faible pour être correctement perçue par la photodiode, ce qui conduit à :

- une sous-détection des particules ultrafines (< 100 nm) et d'une partie des particules fines (100 à 300 nm),
- une sous-estimation de la concentration en nombre et par conséquent, à une sous-estimation des concentrations massique.

Les mesures optiques ne sont donc généralement pas adaptées à la caractérisation des particules ultrafines, sauf si en amont de la détection, les particules sont artificiellement grossies par condensation (compteurs à noyaux de condensation). Ces dispositifs permettent de caractériser les particules ultrafines en concentration en nombre et non massique. Les dispositifs adaptés à la mesure des particules ultrafines ne sont en revanche pas adaptés à la mesure des $PM_{2,5.}$

- **Hypothèse sur la densité des particules**

Pour convertir la concentration en nombre en concentration massique ($PM_{2,5}$, PM_{10}…), les capteurs optiques appliquent une densité supposée aux particules détectées. Cette valeur est généralement fixe et définie par le fabricant. Or, la densité varie fortement selon :

- la nature chimique des particules (organique, minérale, suie…),
- leur hygroscopicité,
- leur degré d'agglomération (conglomérat de différentes particules).

Une valeur de densité inadaptée entraîne directement une erreur proportionnelle sur la masse calculée. Dans certains environnements, l'erreur peut dépasser un facteur 2.

- **Approximation du diamètre aérodynamique**

Les capteurs optiques ne se basent pas directement sur le diamètre aérodynamique pour la détection de la taille des particules, qui est pourtant celui utilisé pour définir la fraction $PM_{2,5}$. La détection se fait sur la base d'un *diamètre optique* (basé sur la diffusion de la lumière), qui est convertie en diamètre aérodynamique à l'aide de modèles simplifiés. Cette conversion dépend :

- de la densité réelle des particules,
- de leur forme (facteur de forme),
- de leur indice de réfraction,
- de la prise en compte de la différence de l'efficacité de collecte par rapport au préleveur de référence.

La divergence entre diamètre optique et diamètre aérodynamique peut induire des erreurs importantes sur la classification granulométrique, et donc sur la fraction massique attribuée à PM_1, $PM_{2,5}$ ou PM_{10}.

- **Influence de la couleur, de l'indice de réfraction et de la nature chimique**

La lumière diffusée dépend fortement de :

- la couleur des particules (ex. suies très absorbantes vs poussières claires réfléchissantes),
- leur indice de réfraction**,**
- leur structure interne (amorphe, cristalline, agglomérée).

Ainsi :

- les particules carbonées absorbent la lumière et apparaissent sous-estimées en mesure optique,
- les particules minérales ou salines diffusent fortement, produisant parfois des surestimations.

Ces dépendances rendent la mesure optique très sensible au type d'aérosol rencontré.

- **Facteurs d'influence environnementaux : rôle majeur de l'humidité relative (HR)**

L'humidité relative est l'un des facteurs qui influence le plus fortement les capteurs optiques :

- Les particules hygroscopiques absorbent l'eau lorsque la HR augmente.
- Leur taille optique augmente alors, sans correspondre à une augmentation réelle de masse sèche.
- Le signal optique surévalue donc leur taille et par conséquent leur concentration massique.

Les surévaluations peuvent dépasser un facteur 2 lorsque la HR dépasse 70–80 %, en particulier pour les aérosols organiques ou salins. Inversement, en air très sec, certains capteurs peuvent sous-estimer la masse si leur algorithme interne inclut une correction hygrométrique inadéquate.

En conclusion, les mesures optiques de particules, bien que largement utilisées dans les méthodes D et E présentent des biais structurels liés à la physique de la diffusion de la lumière, aux hypothèses nécessaires pour convertir un signal optique en masse, aux caractéristiques de l'aérosol, et aux conditions ambiantes. Ces méthodes sont plus adaptées pour la mesure en nombre et le suivi en temps réel.

6.2 Evaluation détaillée des méthodes de mesure pour la comparaison aux VGAI

Le tableau suivant présente le classement des méthodes recensées et évaluées pour la mesure de l'exposition aux $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur au regard de la VGAI. L'évaluation est détaillée dans les paragraphes suivants. Conformément aux recommandations du guide méthodologique d'évaluation des méthodes de mesure, les méthodes ont été évaluées pour des pas de temps de prélèvement de 7 jours pour la comparaison à la VGAI long terme de 9 $\mu g \cdot m^{-3}$. La présentation détaillée des méthodes de mesure dans l'air des environnements intérieurs est disponible en Annexe 9.

Tableau 19 : Evaluation des méthodes de mesure pour la comparaison à la VGAI

Méthodes		Protocoles	Classement pour le contrôle de la VGAI long terme (9 µg.m^{-3})
A	Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie	NF EN 12341 (2023)	1B (Préleveur de référence ou équivalent)
		ISO 16000-37 (2019) US EPA IO-2.3 (1999) US EPA IP-10A (1990)	2 (autres préleveurs)
B	Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie, analyse par gravimétrie	NF EN ISO-23210 (2009) US EPA IO-2.2 (1999)	3
C	Systèmes automatisés de mesure	NF EN 16450 (2017)	3
D	Systèmes par diffusion laser et par néphélométrie	ISO 21501-1 (2009) ISO 21501-2 (2019) ISO 21501-3 (2019) ISO 21501-4 (2023)	3
E	Systèmes capteurs	XP CEN TS 17 660 -2 (2024)	3*

Exigences : les méthodes de mesure doivent être validées sur l'intervalle de concentrations suivant :

- 0,1 à 2 VGAI : 0,9 à 18 µg.m^{-3}

Le graphique ci-dessous présente les domaines pour lesquels les différentes méthodes ont été testées et validées ainsi que leur limite de quantification (LQ) au regard de la VGAI.

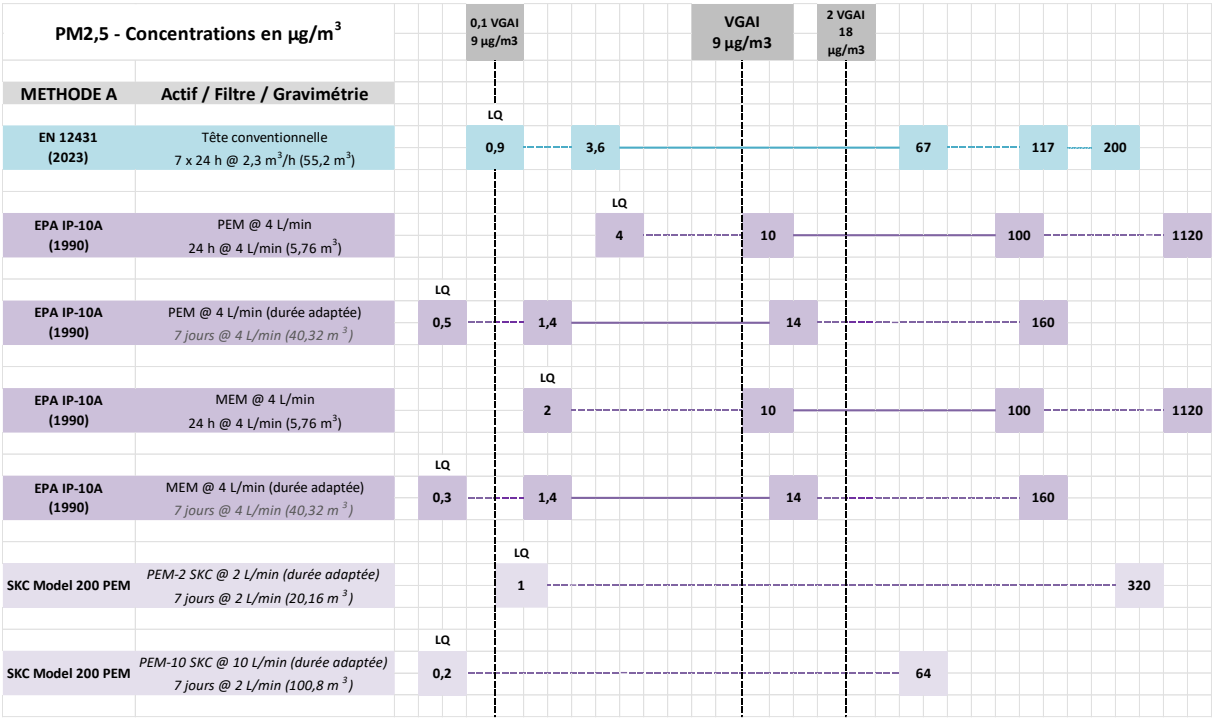


Figure 10 : Domaine de validité et limite de quantification des différents protocoles et options de mesure des particules (fraction $PM_{2,5}$) pour la méthode A

6.2.1 Méthode A : Prélèvement par filtration avec analyse par gravimétrie

La méthode A est décrite par 4 normes et protocoles mettant un œuvre un prélèvement des particules dans l'air au travers d'une tête de prélèvement sélectionnant la fraction PM2,5, une collecte des particules sélectionnés sur un filtre prépesé puis d'une analyse gravimétrique sur une balance de haute précision au laboratoire.

Deux protocoles sont applicables à l'air ambiant (NF EN 12341 (2023) et US EPA IO-2.3 (1999)) et deux autres sont relatifs à l'air intérieur (ISO 16000-37 (2019) et US EPA IP-10A (1990)).

La norme ISO 16000-37 (2019) renvoie quasi-systématiquement à la norme NF EN 12341 en précisant quelques spécificités par rapport à l'air intérieur (très peu de données de validation). Elle renvoie également à la norme NF ISO 16000-34 (2019) relative à la stratégie de mesure des particules en air intérieur qui décline de façon très succincte les différentes méthodes de mesures et de caractérisation des particules dans l'air. Cette norme ne fournit pas de données de validation.

Le protocole US EPA IO-2.3 est plutôt orienté vers la mesure de la fraction PM_{10}, mais il est précisé qu'il peut être utilisé après adaptation de la tête de prélèvement à la mesure de la fraction $PM_{2,5}$. Par contre, il ne comporte aucune donnée de validation.

L'évaluation de la méthode est donc principalement basée sur les deux documents les plus complets avec données de validation : la norme NF EN 12341 et le protocole US EPA IP-10A.

Têtes de prélèvements et spécifications

La norme NF EN 12341 définit la fraction massique $PM_{2,5}$ comme la matière particulaire en suspension dans l'air, de taille suffisamment petite pour traverser une tête de prélèvement

sélective en fraction granulométrique, avec une efficacité de coupure de 50 % pour un diamètre aérodynamique de 2,5 µm. Elle indique également que par convention, la tête de prélèvement standard sélective en fraction $PM_{2,5}$ spécifiée dans la norme et utilisée au débit associé présente toutes les caractéristiques requises pour prélever la fraction massique pertinente en suspension dans l'air.

De ce fait, toute autre tête de prélèvement qui ne répond pas aux exigences de conception et de performance de la norme (identiques ou meilleures que celles affichées par le préleveur de référence), peut avoir un effet significatif sur la fraction massique collectée (possiblement différente de $PM_{2,5}$) et par conséquent sur la concentration massique de PM2,5. La définition de la fraction massique $PM_{2,5}$ est donc par convention étroitement liée à la tête de prélèvement de référence définie dans la norme NF EN 12341 (2023). Il s'agit de la méthode de référence pour la mesure de la fraction massique $PM_{2,5}$ dans le cadre de la surveillance réglementaire de l'air extérieur. Dans ce cadre, les systèmes utilisés pour le prélèvement de la fraction massique $PM_{2,5}$ doivent être déclarés conformes ou équivalents suivant une procédure d'évaluation et des tests menés par un laboratoire accrédité (LCSQA 2016). Une liste des systèmes de prélèvement conformes ou équivalents à la méthode de référence (NF EN 12341) est publiée et régulièrement mise à jour par le LCSQA. Dix systèmes de prélèvement séquentiel sur filtres avec gravimétrie en différé sont à ce jour déclarés conformes (cf. Annexe 10).

L'utilisation d'autres têtes de prélèvements (ou méthodes de mesure) est envisageable à condition d'avoir démontré l'équivalence de leurs performances avec la tête de prélèvement de référence. Les essais et critères d'équivalence sont définies dans la norme NF EN 16450 (2017) et dans le guide européen de démonstration d'équivalence des méthodes de mesure (EC Workgroup, 2010). Ces essais d'équivalence visent des instruments de mesures destinés à la surveillance de l'air ambiant et n'ont pas été conçus pour des instruments cherchant à mesurer dans l'air intérieur.

Le protocole de l'US EPA IO-2.3 propose une tête de prélèvement différente : le Partisol (échantillonneur bas volume de Rupprecht & Pataschnick[13]). Il est à la base de la méthode de référence telle qu'elle est définie aujourd'hui dans le CFR (Code of Federal Regulations) aux Etats-Unis.

Les protocoles en air intérieur adoptent des positions différentes. La norme ISO 16000-37 renvoie systématiquement à l'utilisation du préleveur de référence de la norme NF EN 12341, notamment pour une comparaison à une valeur de référence. Le protocole US EPA IP-10A propose lui deux types de préleveurs : un préleveur d'exposition micro-environnementale fixe (MEM) et un préleveur d'exposition personnelle (PEM) qui partagent un même débit de prélèvement bien plus faible que celui imposé par les autres têtes de prélèvement. Le PEM correspond aujourd'hui aux têtes de prélèvement commercialisées de type exposition individuelle et existe en trois versions différentes (pour un débit de 2, 4 et 10 $L.min^{-1}$).

Malgré leurs différences dans la conception et les débits de prélèvements associés, toutes les têtes de prélèvements reposent sur un principe commun : l'impaction. Les particules sont prélevées à un débit déterminé au travers d'une buse d'entrée qui impose une vitesse et une inertie variable selon la taille des particules. Les particules avec un diamètre aérodynamique supérieur au seuil de coupure de la tête de prélèvement vont venir heurter une plaque d'impaction placée à une distance prédéfinie de la buse d'entrée. La plaque d'impaction est en général graissée pour retenir les particules et éviter les rebonds vers le filtre de collecte.

[13] Le Partisol est aujourd'hui commercialisé par Thermo Scientific.

Les particules avec un diamètre aérodynamique (d_{ae}) inférieur au seuil de coupure suivent les lignes de courant, évitent la plaque d'impaction pour se déposer sur le filtre de collecte prépesé. La Figure 11 schématise ce principe. Le seuil de coupure correspond à une efficacité de collecte par impaction de 50 %. Cela implique que certaines particules avec un d_{ae} < 2,5 µm sont tout de même retenues par la plaque d'impaction et qu'à l'inverse des particules avec un d_{ae} > 2,5 µm atteignent le filtre de collecte.

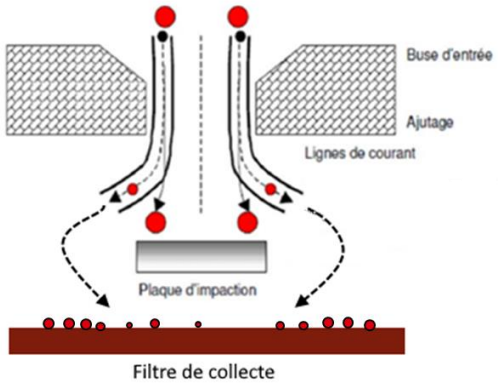


Figure 11 : Schéma de principe d'un étage d'impacteur (adapté de Renoux et Boulaud, 1998)

Les spécifications des différentes têtes de prélèvements sont présentées dans le Tableau 20. Le préleveur de référence de la norme NF EN 12341 et le Partisol de l'US EPA IO-2.3 utilisent des débits de prélèvements élevés et sont bruyants pour une utilisation dans les environnements intérieurs notamment en conditions d'occupation. Dans ces situations, il peut être nécessaire d'isoler au maximum le bruit du préleveur, voire de déporter le plus possible la pompe de la tête de prélèvement ou encore de tirer une ligne de prélèvement depuis la zone à mesurer jusqu'au préleveur déporté tout en garantissant l'absence ou des pertes négligeables par cette adaptation du dispositif.

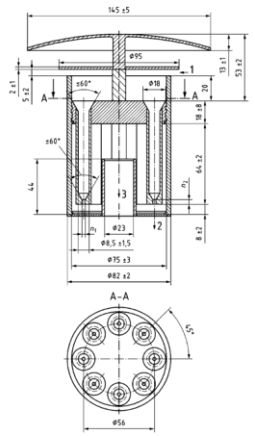
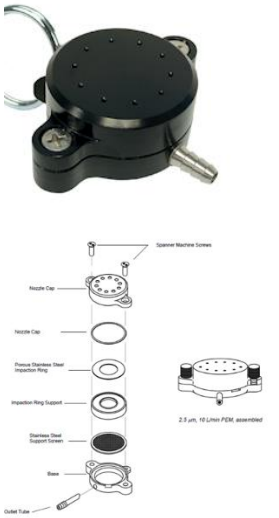
La norme ISO 16000-37 indique également des spécifications propres aux environnements intérieurs. Ainsi, le volume prélevé sur une heure ne devrait pas dépasser 10 % du volume d'air renouvelé sur une heure dans la pièce ou 10 % du volume de la pièce si le renouvellement d'air est inconnu. Par exemple, pour une chambre de 10 m^2 avec une hauteur de 2,5 m et un air renouvelé 0,5 fois par heure, le débit de prélèvement maximal devrait être de 1,25 $m^3.h^{-1}$ (ou 2,5 $m^3.h^{-1}$ si le renouvellement d'air était inconnu). Seuls les instruments associés à un débit de prélèvement inférieur ou égal à cette valeur maximale pourraient être utilisés.

Cette norme donne également la possibilité de scinder le prélèvement en plusieurs périodes (2 x 12 h ou 3 x 8 h étendu sur 3 jours max) sur le même filtre pour privilégier les moments d'occupation des locaux par exemple. De même, dans des environnements particulièrement chargés, il est possible de diminuer la durée de prélèvement pour éviter le colmatage. Une durée minimale compatible avec une collecte de 5 000 à 10 000 µg de particules sur filtre est préconisée.

En général, les études menées en air intérieur en conditions réelles d'occupation utilisent plus facilement des préleveurs de type PEM (tels que décrits par le protocole US EPA IP-10A) associées à de petites pompes de prélèvements régulant le débit. Ces dispositifs limitent l'encombrement et le faible débit de prélèvement associé reste compatible avec la tolérance des occupants au bruit. Toutefois, ces préleveurs ne sont pas équivalents aux dispositifs mis en œuvre réglementairement pour la surveillance de l'air ambiant. En cela, ils ne répondent pas strictement à la définition conventionnelle de la norme NF EN 12341. Dans quelle mesure

ces dispositifs s'écartent du préleveur de référence peut être en partie illustré au travers de l'efficacité d'échantillonnage des dispositifs.

Tableau 20 : Spécifications des têtes de prélèvements

Spécifications	NF EN 12341 (2023)	US EPA IO-2.3 (1999)	US EPA IP-10A (1990)
Tête de prélèvement	Préleveur de référence (séquentiel)	Partisol	PEM
Illustration			
Débit volumétrique (s'adapte aux variations de T et P)	2,3 $m^3.h^{-1}$ (38,3 $L.min^{-1}$)	1 $m^3.h^{-1}$ (16,7 $L.min^{-1}$)	0,24 $m^3.h^{-1}$ (4 $L.min^{-1}$)
Durée de prélèvement	24 h (Disponibilité ≥ 95 %)	24 h	24 h
Volume de prélèvement	55,2 m^3	24 m^3	5,76 m^3
Maintien en température du filtre de collecte*	Maintien de la température de prélèvement d'air au niveau du filtre à ± 5 °C par rapport à l'extérieur	Température au niveau du filtre dépendante de la température au sein du préleveur	Pas de contrôle de température
Exigences	Ecart de débit ≤ 5 % Ecart du débit moyen final ≤ 2 %	Maintien du débit à ± 7 %	Maintien du débit à ± 5 %
Type de filtres préconisés	fibre de verre fibre de quartz, filtre PTFE ou fibre de verre revêtue de PTFE (diamètre variable selon instrument)	filtre PTFE fibre de verre revêtue Teflon, ou fibre de quartz (47 mm)	filtre PTFE 37 mm (Teflon R2JO37, pore 2 µm, avec anneau Polypropylène), non hygroscopique
**La norme ISO 16000-37 spécifie que le conditionnement de la température au niveau du filtre n'est pas obligatoire pour des températures dans les environnements intérieurs comprises entre 15 et 25 °C (ce qui est généralement le cas), si après prélèvement le filtre est amené sous 5 jours à la chambre de pesée.*			

La Figure 12 présente d'une part l'efficacité de collecte du préleveur de référence (NF EN 12341) selon le diamètre des particules et d'autre part l'efficacité d'impaction d'un autre

dispositif (Chempass PEMS utilisé notamment lors de la première campagne nationale dans les logements par l'OQAI en 2003-2005). L'efficacité de collecte correspond à la fraction de particules d'un certain diamètre parvenant au filtre de collecte. L'efficacité d'impaction correspond à la fraction de particules d'un diamètre défini retenue au niveau de la plaque d'impaction. Cette dernière correspond à 1 – efficacité de collecte (et inversement).

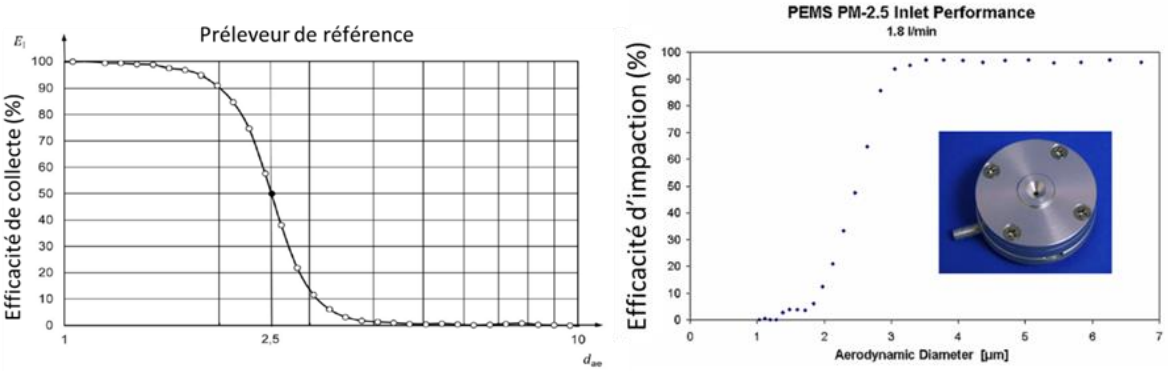


Figure 12: Efficacité de collecte du préleveur de référence (NF EN 12341) et efficacité d'impaction d'une tête Chempass PEMS fonctionnant à 1,8 L.min^{-1} (source Rupprecht & Pataschnick)

Les seuils de coupure des deux dispositifs sont les mêmes avec une efficacité de collecte de 50 % à 2,5 µm. Néanmoins, une légère différence est observée sur les autres tailles de particules. Pour le préleveur de référence, l'efficacité de collecte pour les particules de 2, 3 et 4 µm de diamètre est respectivement de 90 %, 10 % et proche de 1 %. Pour ces mêmes tailles de particules, le préleveur PEMS affiche une efficacité d'impaction autour de 12 %, 90 % et 95 %, soit une efficacité de collecte respective de 88 %, 10 % et 5 %. Ces faibles différences peuvent conduire à des écarts en termes de concentrations massiques sur la fraction $PM_{2,5}$ qui va dépendre de la distribution granulométrique de l'aérosol mesuré. L'écart pourrait être d'autant plus grand que les différences dans l'efficacité de collecte des plus grosses particules de 3 à 4 µm sont importantes.

Une autre différence majeure relève de la gestion de la fraction semi-volatile des particules. Dans l'air ambiant, les températures plus fraiches conduisent à une fraction semi-volatile qui reste condensée autour des particules. Un réchauffement de cette température peut conduire à la volatilisation d'une partie de cette fraction semi-volatile. Un préleveur beaucoup plus chaud que l'atmosphère risque de perdre une partie de cette fraction et sous-estimer la concentration réelle de particules. Limiter le réchauffement au niveau du support de collecte permet de réduire cette perte par volatilisation. Ces pertes contrôlées par le maintien en température du support de collecte du préleveur de référence sont intégrées par convention à la définition de la fraction $PM_{2,5}$ dans la norme NF EN 12341. Dès lors, l'effet moyen des pertes par volatilisation sur le mesurage de la fraction $PM_{2,5}$ est considéré nul par convention pour le préleveur de référence.

Cette fonctionnalité du préleveur de référence n'est pas toujours présente dans les autres dispositifs. Les préleveurs PEM destinés plutôt aux environnements intérieurs n'en disposent pas. Pour autant, la température des environnements intérieurs est souvent plus élevée qu'à l'extérieur en France hexagonale. La volatilisation de la fraction semi-volatile des particules s'est d'ores et déjà produite au moment du transfert depuis l'extérieur ou au moment de l'émission des particules dans l'air (à l'exception des processus d'émission plus complexes comme la combustion par exemple). De ce fait, il n'est pas attendu de différences majeures

en termes de pertes par volatilisation entre les préleveurs mesurant la fraction $PM_{2,5}$ dans des environnements intérieurs, à condition qu'ils opèrent à une température proche de celle du milieu intérieur. Par ailleurs, un prélèvement long à un débit soutenu peut provoquer une évaporation des aérosols collectés sous forme de gouttelettes sur le filtre, du fait d'un échauffement local provoqué par la friction de l'air (Sutter *et al.* 2010).

A noter que la norme NF EN 12341 impose au préleveur de référence un enregistrement au moins horaire du débit de prélèvement moyen, de la durée de prélèvement, du volume prélevé, de la température moyenne de l'air au niveau du filtre, de la température d'air ambiante moyenne, de la pression atmosphérique et de la température moyenne au niveau du stockage des filtres échantillons après prélèvement. Le préleveur doit fonctionner de manière autonome et gérer les cas de coupure de courant pour assurer la continuité des prélèvements. La disponibilité des données (durée totale de validité des données de mesure) doit être ≥ 95 % du temps.

Facteurs intervenant sur le prélèvement

Les facteurs suivants sont listés comme influençant le prélèvement et la collecte des particules :

- La conception et la sélectivité de la tête de prélèvement (équivalence par rapport à la tête conventionnelle, voir ci-dessus) ;
- L'écart sur le débit de prélèvement nominal qui a un impact sur le diamètre de coupure et donc la sélectivité de la fraction $PM_{2,5}$ et la concentration en masse obtenue (utilisation de pompes qui régulent le débit volumétrique quelles que soient les variations de température, de pression et de pertes de charges) ;
- Les pertes par dépôt de particules dans le support avant collecte sur le filtre ;
- Les pertes par volatilisation (en eau et en fraction semivolatile) au niveau du support et sur le filtre ;
- Rebond de particules au niveau du support (particules > 2,5 µm qui parviennent au filtre malgré l'étage d'impaction) qui est fonction de la nature de la surface d'impaction, du graissage de cette surface et de la conception du support.

Facteurs intervenant au niveau du filtre (documentés dans la norme NF EN 12341) :

Hormis le protocole US EPA IP-10A qui recommande un filtre PTFE en particulier (pour son caractère peu hygroscopique), différents types de filtres peuvent être utilisés : filtres en PTFE, quartz, fibre de verre ou fibre de verre revêtue PTFE. L'adéquation du type et de la marque du filtre peut dépendre de plusieurs paramètres :

- Les paramètres de conditionnement du filtre avant prélèvement en termes de durée, de température et d'humidité relative de l'atmosphère de conditionnement. Pour les filtres les plus sensibles à l'absorption d'eau, un conditionnement avant usage à des humidités élevées est recommandé ;
- L'adéquation avec le débit et la pompe de prélèvement en termes de perte de charge et de maintien du débit nominal ;
- L'intégrité du filtre lors de sa manipulation (friabilité). La norme NF EN 12341 fixe une exigence ≤ 40 µg en termes de pertes en masse liées à cette friabilité (exigence identique à la tolérance sur la double pesée initiale du filtre) ;

- L'efficacité de collecte du filtre doit être ≥ 99,5 % pour des particules avec un diamètre aérodynamique de 0,3 µm ;
- Les variations de la composition du filtre (par exemple variation de la teneur du liant). L'écart-type relatif de la masse de base d'une série de filtres doit être < 20 % ;
- Les filtres PTFE ont une capacité moindre dans des conditions d'humidité élevée (risque de colmatage réduisant la durée de prélèvement à moins de 24 h) ;
- Certains filtres (notamment PTFE) peuvent être sensibles à un effet de charge électrostatique. Ce critère peut être évalué en pesant une série de filtres avec/sans déchargeur. Une différence ≤ 40 µg est acceptable. Au-delà, les charges statiques des filtres doivent être éliminées avant la pesée ;
- Certains filtres peuvent être sensibles à une absorption d'eau partiellement irréversible. L'écart en masse d'un filtre exposé à une atmosphère à 100 % d'humidité relative puis conditionné à 50 % HR à une température autour de 20 °C jusqu'à 7 jours doit être ≤ 40 µg après un minimum de 2 jours de conditionnement. Les filtres en fibres de quartz ou de verre sont particulièrement plus sensibles à l'absorption d'eau avec une augmentation de leur masse de +150 µg en 5 semaines.
- La masse du filtre après collecte peut varier du fait de la variation en eau, de la volatilisation/condensation d'une fraction semi-volatile liée à une variation de température et d'humidité, d'un dépôt de matière parasite, d'une poussée hydrostatique liée à la densité de l'air ou de la présence d'électricité statique.
- L'utilisation de différents types de filtres ou de différents modèles de filtres d'un même type peut conduire à des résultats différents. Des différences jusqu'à 15 % ont été observées pour des mesures de PM_{10} avec différents modèles de filtres quartz.

Pesée des filtres (NF EN 12341)

La pesée des filtres est réalisée dans une chambre de pesée contrôlée en température (19 – 21 °C) et en humidité relative (45 – 50 %). La balance utilisée pour la pesée doit avoir une résolution ≤ 10 µg. L'incertitude d'étalonnage doit être ≤ 25 µg sur la gamme 0 - 200 mg.

Les filtres sont conditionnés dans la chambre de pesée au moins 48 h avant la pesée. Pour un filtre vierge, deux pesées successives sont réalisées à ≥ 12 h d'intervalle et la différence entre les deux pesées doit être ≤ 40 µg.

Pour un filtre échantillon, après conditionnement pendant au moins 48 h en chambre de pesée, deux pesées successives sont réalisées à avec un intervalle de 24 à 72 h. La différence entre les deux pesées doit être ≤ 60 µg.

Avant toute pesée, un examen préalable des filtres est effectué pour détecter les défauts (trous, matière parasite). Un déchargeur d'électricité statique peut être utilisé sur les filtres avant la pesée.

La masse finale du filtre correspond à la masse moyenne des deux pesées. La masse finale de particules correspond à la différence entre la masse moyenne de filtre après et la masse moyenne de filtre avant prélèvement.

Limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

La limite de détection la plus basse est donnée par la résolution de la balance ≤ 10 µg, ce qui correspond à 0,18 $\mu g.m^{-3}$ @ 2,3 $m^3.h^{-1}$ sur 24 h sur la base du préleveur de référence.

Le protocole de pesée donné dans la norme NF EN 12341 fixe des tolérances sur les pesées successives de 60 µg au niveau d'un filtre échantillon (masse finale du filtre) et de 40 µg au niveau du filtre vierge (masse initiale du filtre). La masse finale du filtre est égale à la moyenne des deux pesées successives, ce qui ramène l'écart maximum toléré à 30 µg. Il en est de même pour la masse initiale du filtre, avec un écart maximum toléré ramené à 20 µg. La masse de particules collectée est la différence entre la masse finale et la masse initiale du filtre, ce qui conduit à un écart maximum toléré de ± 50 µg. Cette valeur peut servir de base pour calculer une limite de quantification de la méthode. Une limite de 50 µg de particules conduirait à une LQ de 0,9 $\mu g.m^{-3}$ pour un volume d'air prélevé de 55,3 m^3, soit 0,1 fois la VGAI.

La norme fixe également une exigence sur les blancs de terrain dont la masse en particules doit être ≤ 60 µg. Cette valeur pourrait également servir de base à une limite de quantification de la méthode. Exprimée en concentration massique de $PM_{2,5}$, la LQ serait alors de 1,1 $\mu g.m^{-3}$ @ 55,3 m^3 avec l'utilisation d'un préleveur de référence.

Dans le cadre de la CNL2 menée par l'OQEI (2025), la fidélité des pesées successives a été déterminée. Pour 705 filtres téflon 37 mm vierges, la différence moyenne entre les deux pesées était de 10 ± 9 µg (95 % de données < 37 µg). Après prélèvement, la double pesée successive de 608 filtres a conduit à une différence moyenne de 14 ± 12 µg (95 % de données < 50 µg). La différence de masse observée (après – avant prélèvement) pour les 63 filtres témoins était en moyenne de 6 ± 18 µg (95 % de données < 60 µg). Les fluctuations observées sur les blancs de terrain ont conduit à fixer la limite de détection de la méthode à 60 µg pour la CNL2.

Le protocole US EPA IP-10A propose l'utilisation d'une microbalance très performante avec une précision (*accuracy*) de ± 0,5 µg. La tolérance sur l'écart entre les doubles pesées est fixée à 10 µg et la masse minimum de particules sur filtre est de 20 µg. Dans ces conditions, le protocole indique une LD pour le préleveur MEM de 2 $\mu g.m^{-3}$ sur 24 h (soit 11,5 µg/filtre en considérant le débit de 4 $L.min^{-1}$). Pour le préleveur PEM, la LD est de 4 $\mu g.m^{-3}$ sur 24 h (soit 23 µg/filtre en considérant le débit de 4 $L.min^{-1}$).

La norme ISO 16000-37 indique une LD de 2 $\mu g.m^{-3}$ en précisant juste qu'il s'agit de la limite de détection de la méthode de mesure normalisée exprimée sous la forme de son incertitude.

Le protocole US EPA IO-2.3 n'indique pas de LD ou LQ ni de domaine d'application de la méthode.

Pour atteindre 0,1 fois la VGAI (0,9 $\mu g.m^{-3}$), la LQ devrait être au plus de 50 µg pour une mesure utilisant le préleveur de référence. Au vu des éléments présentés précédemment, cette limite est atteignable par un laboratoire performant utilisant une balance de haute précision, en respectant les exigences de la norme NF EN 12341. Le laboratoire devra en outre s'assurer que la masse résiduelle en particules dans les blancs de terrain soit inférieure à 50 µg.

Domaines de validation

Pour la norme NF EN 12341, le domaine d'application de la méthode est fixé par la limite basse correspondant à la LQ de 50 µg et une limite haute de 120 $\mu g.m^{-3}$ soit 6624 µg/filtre. Cette limite haute correspond à la valeur au-delà de laquelle il est indiqué que la méthode n'est pas validée, sans plus de détails. La norme spécifie également qu'il est possible de mesurer des concentrations jusqu'à 200 $\mu g.m^{-3}$ avec des filtres appropriés. Des essais interlaboratoires européens menés avec 25 systèmes de prélèvement de la fraction massique $PM_{2,5}$ conformes (22 laboratoires participants) permettent d'établir un domaine de validation

compris entre 3,6 et 67 µg.m^{-3}, au regard d'une reproductibilité journalière inter-instruments ≤ 21,5 % (Tarricone *et al.* 2025).

La norme ISO 16000-37 indique une limite basse de 2 µg.m^{-3} sans spécifier de limite haute.

Le protocole US EPA IP-10A fixe une limite haute de 600 µg.cm^{-2} sur un filtre PTFE 37 mm, ce qui correspond à 6451 µg sur filtre soit 1120 µg.m^{-3} @ 5,76 m^3 sur 24 heures. La limite basse du protocole est de 20 µg/filtre sur la base de l'utilisation d'une balance de très haute précision. Ce qui conduit à une concentration de 3,5 µg.m^{-3} pour un débit de 4 L.min^{-1} durant 24 heures, arrondi à une LQ de 4 µg.m^{-3} par le protocole (soit 0,44 fois la VGAI).

A noter que dans le cadre de la CNL2 (OQEI, 2025), la masse de particules $PM_{2,5}$ collectée avec le même type de filtre PTFE sur 7 jours de prélèvement à 2 L.min^{-1} variait entre 5 et 5600 µg/filtre, avec un seul cas où la masse dépassait 11800 µg/filtre.

En considérant l'ensemble des protocoles, le domaine d'application de la méthode couvre 50 à 6451 µg/filtre, soit 0,9 à 117 µg.m^{-3} avec un préleveur de référence fonctionnant à 2,3 m^3.h^{-1} sur 24 heures. Le domaine établi dans les conditions de la norme NF EN 12341 permet de couvrir 0,1 à 13 fois la VGAI avec un prélèvement de 24h répété 7 fois pour couvrir une durée de 7 jours. Le domaine de validation établi à partir d'essais interlaboratoires européens sur des préleveurs conformes couvre la gamme de 3,6 à 67 µg.m^{-3} (soit 0,4 à 7 fois la VGAI).

En utilisant un préleveur PEM à 4 L.min^{-1}, il serait nécessaire d'adapter la durée du prélèvement à au moins 4,5 jours au lieu de 24 heures pour atteindre 0,1 fois la VGAI. Le domaine adapté couvrirait alors 0,8 à 249 µg.m^{-3}. Sur 7 jours, le domaine adapté couvrirait 0,5 à 160 µg.m^{-3}.

Des préleveurs PEM fonctionnant à des débits de 2 L.min^{-1} et de 10 L.min^{-1} sont commercialisés par SKC. Un débit de 2 L.min^{-1} est insuffisant pour atteindre 0,1 fois la VGAI même en adaptant la durée de prélèvement à 7 jours (LQ atteinte de 1 µg.m^{-3} seulement). Un préleveur PEM à 10 L.min^{-1} permettrait d'atteindre 0,1 VGAI en adaptant la durée de prélèvement à 48 heures (au-delà de 48h le risque de colmatage n'est pas négligeable). Mais à ce débit, la contrainte du bruit de la pompe est très présente et peut remettre en cause son utilisation dans des environnements intérieurs occupés.

Conservation :

La norme NF EN 12341 précise les conditions de conservation des filtres après prélèvement. Les conditions doivent être adéquates pour limiter la perte par volatilisation et prévenir la condensation sur les filtres en évitant d'exposer le filtre à des fortes variations de température et d'humidité. La conservation à une température inférieure ou égale à 23 °C est recommandée, température voisine de celle de la chambre de pesée (20 °C). L'utilisation d'un système de refroidissement peut avoir une incidence sur la quantité de particules et d'eau retenues par le filtre.

La durée de stockage maximale des filtres pré-pesés avant prélèvement est de 2 mois. Pour les filtres échantillons, la durée maximale de stockage est de 1 mois dans le préleveur ou en chambre de pesée.

Le transport des filtres se fait directement dans le porte-filtres ou dans des boîtes de Petri en verre. Une fois emballés dans un contenant hermétique, le transport des filtres dans des glacières est possible.

Aucun des protocoles, ne présente de résultats de tests de conservation. La norme NF EN 12341 précise que ces éléments sont intégrés dans l'incertitude entre préleveurs, mais cette incertitude est évaluée pour une durée de stockage fixée. Un autre document de l'US EPA (Papp *et al.* 2002) fournit des éléments sur cet aspect. Sur la base de 4 préleveurs $PM_{2,5}$ placés côte à côte sur un site en air ambiant, les filtres échantillons ont été récupérés entre 2 à 7 jours après la fin du prélèvement. L'écart relatif observé entre les différents préleveurs restait inférieur à 18 % dans une gamme de concentration comprise entre 2 et 35 $\mu g.m^{-3}$. Sur cette base, la durée de conservation d'un filtre prélevé avant son transport vers la chambre de pesée est d'au moins 7 jours. Le stockage des filtres dans la chambre de pesée dans les conditions contrôlées requises n'induit pas de variation de masse de particules qui ne soit pas déjà couverte par les exigences de double pesée.

Conditions environnementales :

La norme NF EN 12341 fournit des informations relatives à l'impact des conditions environnementales sur la mesure :

- La matière particulaire peut contenir des constituants hygroscopiques capables d'absorber une certaine quantité d'eau. Dans le pire des cas, la différence en masse peut atteindre 100 µg. Après une exposition à une humidité relative de 90 %, la matière particulaire peut adsorber jusqu'à plusieurs mg d'eau ;
- La variation d'humidité relative lors du prélèvement a également un impact sur la masse de matière particulaire, notamment à l'approche des seuils de déliquescence ou d'efflorescence des constituants hygroscopiques (phénomène d'hystérésis). La différence maximale observée entre les masses mesurées à 45 % HR et 50 % HR est de l'ordre de 80 µg ;
- La variation de la densité de l'air ambiant entre deux pesées (notamment liées à la variation de pression, la température étant contrôlée) peut induire un effet de poussée hydrostatique estimés à moins de 3 µg.

La température joue un rôle crucial sur la condensation ou la volatilisation de la fraction semi-volatile de la matière particulaire. Ce paramètre est dès lors contrôlé au niveau du filtre de prélèvement (pour le préleveur de référence) et de la chambre de pesée. Dans les environnements intérieurs, l'amplitude de variation de la température est plus faible et devrait être moins problématique que dans l'air ambiant. L'utilisation d'un préleveur de type PEM sans contrôle de la température lors du prélèvement reste donc possible dans les environnements intérieurs.

Spécificité et interférences :

La spécificité est fixée par la tête de prélèvement choisie et le contrôle du débit de prélèvement qui permettent de sélectionner les tailles de particules entrant en ligne de compte dans la fraction PM2,5.

Comme interférences, la présence dans l'air de certains composés gazeux comme l'ammoniac, le NO_2, l'ozone et les composés organiques volatils et semi-volatils, peuvent venir s'adsorber sur le matériau du filtre (NF EN 12341). La contribution à la masse du filtre va dépendre de la nature du gaz prélevé et du filtre. Elle pourrait même compenser la perte par volatilisation d'une partie de la fraction semi-volatile. Cette contribution n'est pas connue.

Lors de la pesée, les charges électrostatiques peuvent influencer la mesure notamment dans le cas des filtres PTFE. L'utilisation systématique d'un déchargeur permet de contrôler cette interférence.

Incertitudes de mesure :

La norme NF EN 12341 fixe une exigence en termes d'incertitude entre deux préleveurs qui doit être inférieure à 2 µg.m^{-3} pour une concentration supérieure à 17 µg.m^{-3}.

Le respect des exigences de la norme conduit à une incertitude relative élargie calculée de 14,8 % pour une valeur journalière en $PM_{2,5}$ de 30 µg.m^{-3}.

Un essai interlaboratoire européen mené avec 25 préleveurs $PM_{2,5}$ conformes à la référence (22 laboratoires) a permis de déterminer une reproductibilité journalière inter-instruments ≤ 21,5 % dans la gamme de concentration comprise entre 3,6 et 67 µg.m^{-3} en air ambiant (Tarricone *et al.* 2025). Les préleveurs étaient situés sur un même site (Ispra, Italie) et collectaient la fraction PM2,5 tous les jours durant 42 jours. L'écart relatif à la valeur journalière de référence restait ≤ 25 % pour 94,3 % de l'ensemble des 1031 données journalières collectées. Les filtres utilisés variaient selon les laboratoires et comprenaient des filtres en fibres de verre (7 préleveurs), en quartz (12), en PTFE (2) et en fibres de verre revêtues de PTFE (4).

Le protocole US EPA IP-10A fournit des données de fidélité globale (*overall precision*) de ± 2 à ± 25 µg.m^{-3} pour des concentrations respectivement comprises entre 10 et 100 µg.m^{-3} pour les deux préleveurs PEM et MEM sur 24 heures (soit 58 à 576 µg/filtre).

Dans le cadre de la CNL1 (OQAI 2006), des mesures colocalisées dans un espace de bureau ont été menées avec 9 préleveurs de type Chempass PEMS (Rupprecht & Pataschnick, fonctionnant à un débit nominal de 1,8 L.min^{-1}) associées à des pompes MiniPartisol. L'incertitude calculée à partir de l'écart-type de répétabilité (2,83 x écart-type) est de 2,65 µg.m^{-3} pour une concentration moyenne de 13 µg.m^{-3} (soit une incertitude relative de 20,4 %).

En conclusion, la mesure de la concentration en masse de particules de fraction PM2,5 est définie par deux protocoles en particulier. La norme NF EN 12341 (2023) relative à la mesure de la fraction $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant définit par convention la fraction $PM_{2,5}$ au regard de l'utilisation d'un préleveur de référence prédéfini. Elle fixe également l'ensemble des exigences relatives à l'analyse gravimétrique. Le protocole US EPA IP-10A (1990) est applicable à la mesure de la fraction $PM_{2,5}$ dans les environnements intérieurs et propose l'utilisation de 2 types de préleveurs MEM (qui n'est plus commercialisé) et PEM (commercialisé) fonctionnant à 4 L/min sur 24 heures.

La méthode A permet d'accéder au domaine de concentration de 0,9 à 117 µg/m^{-3}, couvrant 0,1 à plus de 2 fois la VGAI, en utilisant le préleveur de référence défini dans la norme NF EN 12341, ou démontré équivalent, fonctionnant à un débit de 2,3 m^3/h avec un prélèvement de 24 heures répété sur 7 jours. Le prélèvement et la pesée de la masse particulaire doivent suivre les exigences formulées dans cette norme. Pour atteindre 0,1 fois la VGAI, il est également nécessaire pour le laboratoire de s'assurer que les blancs de terrain présentent une masse résiduelle ≤ 50 µg. Les différents critères de validation sont bien renseignés et satisfont aux exigences. Les données relatives aux essais de conservation des filtres restent peu documentées et uniquement jusqu'à 7 jours, ne couvrant pas la durée de conservation préconisée de 1 mois.

Par ailleurs, l'utilisation du préleveur de référence (destiné au départ pour l'air ambiant) dans un environnement intérieur présente de nombreuses contraintes liées à son

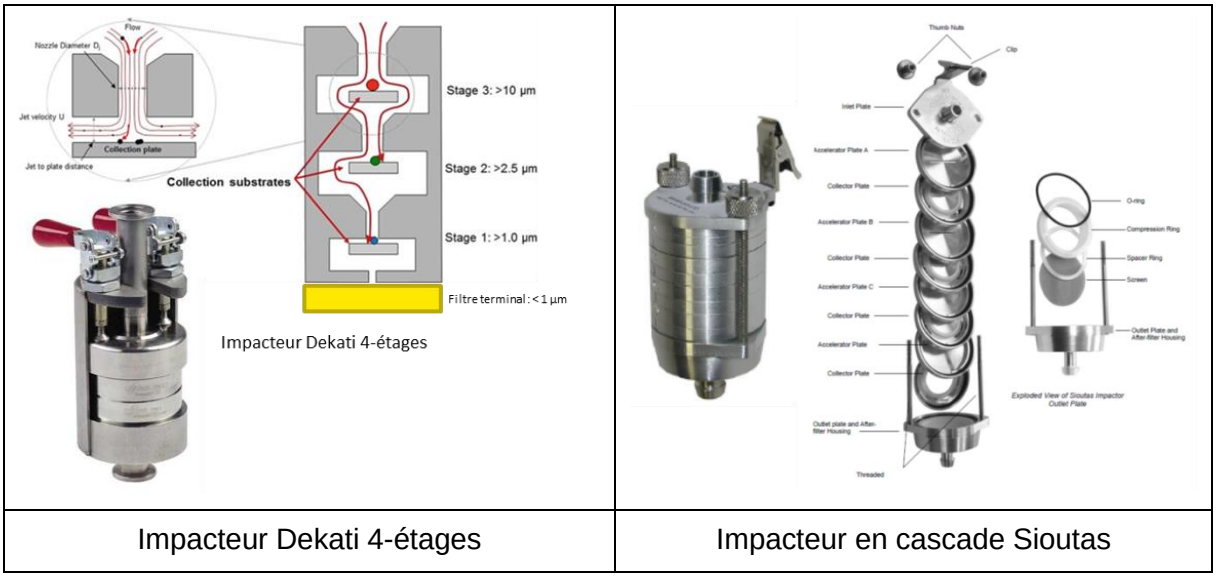
encombrement et surtout au débit de prélèvement élevé qui n'est pas toujours compatible avec le volume et le renouvellement d'air des pièces instrumentées. Par ailleurs, le bruit associé au fonctionnement du préleveur peut engendrer une forte gêne des occupants. L'utilisation du préleveur de référence (ou équivalent) doit donc être restreinte à des environnements non occupés ou d'un volume suffisamment grand (supérieur à celui d'une chambre à coucher ou d'un bureau individuel) en s'assurant par ailleurs que le renouvellement d'air du local est suffisant au regard du débit de prélèvement

L'alternative serait d'utiliser les préleveurs PEM qui sont compatibles à une utilisation dans les environnements intérieurs bien qu'ils ne soient pas équivalents au préleveur de référence. La courbe d'efficacité de collecte des préleveurs de type PEM n'épouse pas celle conventionnelle du préleveur de référence augmentant l'incertitude sur la fraction de particules réellement prélevée. Le préleveur PEM (ou MEM) est associé à un débit de prélèvement plus faible (4 L/min dans le protocole US EPA). Une adaptation de la durée de prélèvement de 24 heures à un minimum de 4,5 jours est nécessaire pour atteindre 0,1 fois la VGAI en utilisant une balance de très haute précision (résolution de 1 µg ou mieux). Après adaptation à une durée de 7 jours, le domaine serait alors de 0,5 à 160 µg.m^{-3}, suffisant pour couvrir 0,1 à 2 fois la VGAI. Les autres critères de validation sont renseignés et satisfont aux exigences.

Sur la base de l'ensemble de ces éléments, la méthode A est classée en catégorie 1B pour la mesure de la concentration de la fraction massique $PM_{2,5}$ dans l'air en utilisant le préleveur de référence (ou équivalent) dans les conditions d'utilisation compatibles avec le volume et l'occupation des locaux. L'utilisation alternative des préleveurs PEM (à 4 L/min) plus simple à mettre en œuvre dans les environnements intérieurs est classée en catégorie 2 du fait de l'incertitude accrue sur la fraction de particules réellement prélevée par rapport à la définition conventionnelle de la fraction $PM_{2,5}$ et accessoirement de la nécessité d'adapter la durée de prélèvement pour atteindre 0,1 fois la VGAI.

6.2.2 Méthode B : Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie et analyse par gravimétrie

Cette méthode repose sur la collecte de particules sur différentes tranches granulométriques au moyen d'un prélèvement de l'air au travers d'un impacteur contenant au moins deux étages de collecte. Un même prélèvement conduit ainsi à la collecte de plusieurs fractions granulométriques sur différents filtres disposés à chaque étage de l'impacteur. Les filtres sont ensuite analysés individuellement par gravimétrie. Cette méthode est plus particulièrement utilisée pour l'analyse chimique des constituants particulaires (composés organiques ou inorganiques comme les métaux) dans différentes fractions granulométriques. Des exemples d'impacteurs en cascade sont présentées à la Figure 13.



Impacteur Dekati 4-étages	Impacteur en cascade Sioutas

Figure 13 : Exemples d'impacteurs en cascade (méthode B)

Deux protocoles couvrent cette méthode :

- la norme NF EN ISO 23210 (2019) destinée au prélèvement de particules dans les effluents gazeux pour des concentrations de l'ordre de 1 à plusieurs dizaines de $mg.m^{-3}$. Le prélèvement utilise des impacteurs à buse ronde pour recueillir les particules en 3 fractions (> 10 µm ; entre 2,5 et 10 µm ; < 2,5 µm (filtre terminal). La fraction $PM_{2,5}$ correspond au filtre terminal. L'analyse gravimétrique du filtre terminal est ensuite réalisée dans les conditions décrites par la méthode A. Le domaine d'application de la norme couvre les mesurages des émissions de sources fixes et n'est pas adapté à une mesure dans des environnements intérieurs°;
- Le protocole US EPA IO-2.2 (1999) propose l'utilisation d'un impacteur dichotomique Anderson pour le recueil simultané de la fraction fine < 2,5 µm et de la fraction grossière (entre 2,5 et 10 µm). L'impacteur fonctionne à un débit de 1 $m^3.h^{-1}$ et est destiné à une utilisation en air ambiant. L'analyse gravimétrique du filtre de chaque fraction est ensuite réalisée dans les conditions décrites par la méthode A. Le protocole ne présente aucune donnée de validation.

L'intérêt de la méthode B réside dans la collecte de plusieurs fractions granulométriques avec un même prélèvement qui sont ensuite généralement utilisées pour une analyse chimique de certains constituants. L'analyse gravimétrique des fractions collectées dont $PM_{2,5}$ repose exclusivement sur la méthode A. Au regard de la comparaison à la VGAI, la méthode B n'apporte rien de plus par rapport à la méthode A. Au contraire, dans certains cas (exemples des impacteurs Dekati et Sioutas), il est nécessaire d'analyser plusieurs filtres pour reconstituer la fraction $PM_{2,5}$, ce qui augmente d'autant plus l'incertitude sur le résultat final. Par ailleurs, les protocoles associés à cette méthode B et couvrant l'analyse gravimétrique de la fraction $PM_{2,5}$ ne présentent soit pas de données de validation ou couvrent un domaine de concentration bien supérieur aux niveaux de concentrations habituellement rencontrés dans les environnements intérieurs.

Au regard de ces éléments, la méthode B est classée en catégorie 3 pour la comparaison à la VGAI.

6.2.3 Méthode C : Systèmes automatisés de mesure

Cette méthode est décrite au travers d'un seul protocole : la norme NF EN 16450 : 2017. Cette norme décrit les exigences de performance et les procédures d'évaluation pour les systèmes automatiques de mesure utilisés pour la surveillance continue des concentrations de polluants dans l'air ambiant. Elle précise notamment :

- les principes de fonctionnement des analyseurs automatiques,
- les méthodes d'étalonnage et de vérification,
- les critères métrologiques à respecter (linéarité, incertitude, répétabilité, limite de détection…),
- les conditions d'essai en laboratoire et sur le terrain permettant d'évaluer la conformité des instruments,
- ainsi que les modalités de validation et de contrôle qualité lors de l'exploitation en réseau de mesure.

La norme vise ainsi à garantir que les systèmes de mesure automatiques fournissent des données fiables et comparables aux mesures de référence par gravimétrie (Méthode A), conformes aux exigences réglementaires européennes en matière de surveillance de la qualité de l'air.

- **Principe**

Les instruments de type AMS (*Aerosol Mass Sensors*) reposent sur différents principes physiques pour déterminer la concentration massique des particules en suspension. Trois grandes approches sont couramment utilisées :

- la microbalance oscillante TEOM,
- la jauge β,
- la mesure optique.

Microbalance TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance)

La méthode TEOM utilise un élément conique oscillant sur lequel les particules sont déposées. Lorsque la masse accumulée augmente : la fréquence d'oscillation diminue, ce décalage fréquentiel est proportionnel à la masse collectée, la masse est ensuite convertie en concentration en tenant compte du débit d'échantillonnage.

Cette technique est robuste mais nécessite une température de contrôle élevée (souvent 30–50 °C) pour éviter l'humidité. Cela peut conduire à des pertes de matière semi-volatile (nitrates, organiques), et donc à une sous-estimation de la masse totale.

Jauge β (BAM : Beta Attenuation Monitoring)

La jauge β utilise une source radioactive (généralement ^14C ou ^85Kr) qui émet des électrons β. Le principe repose sur la mesure de l'atténuation du rayonnement β lorsqu'il traverse un filtre chargé en particules, l'atténuation étant proportionnelle à la masse déposée.

La méthode est largement utilisée en air ambiant. Elle est moins affectée que TEOM par les pertes de semi-volatils, mais elle présente des incertitudes liées à l'épaisseur variable du dépôt, la composition des particules (différences d'atténuation selon la nature chimique), le bruit de fond. Toutefois, en raison de l'utilisation d'une source radioactive et des contraintes

réglementaires associées, ce type d'instrumentation est, sauf autorisation exceptionnelle, exclu des applications en environnements intérieurs, notamment dans les bâtiments occupés.

Mesures optiques

Les instruments optiques comme FIDAS ou un COP utilisent une source lumineuse (laser), un système de détection multi-angle, et des algorithmes granulométriques avancés basés sur la théorie de la diffusion de la lumière Ils mesurent la diffusion de la lumière par les particules pour déterminer leur distribution granulométrique, leur nombre puis leur masse, après conversion en diamètre aérodynamique (cf. chapitre 5.1.2).

Bien que plus complexes que les systèmes capteurs (cf. chapitre 5.2.5), ces instruments restent soumis aux mêmes limites fondamentales :

– influence de l'humidité,
– dépendance à la nature chimique et à l'indice de réfraction,
– incertitude sur la densité utilisée pour convertir nombre en masse.

- **Instruments**

Une revue de la littérature permet d'identifier les principaux instruments AMS utilisés pour la surveillance des PM (cf. Annexe 7 et Annexe 8) :

– TEOM 1400 / TEOM FDMS (Thermo Scientific) pour la microbalance,
– BAM-1020 (Met One) et MP101M (Envea) pour la jauge β,
– FIDAS (PALAS) et GRIMM EDM 180 pour la mesure optique mono ou multi-angle.

Ces instruments sont généralement utilisés comme références opérationnelles en air ambiant, mais sont également déployés en air intérieur dans certains protocoles d'évaluation ou études spécifiques.

- **Données de validation**

Bien que ces technologies soient éprouvées, peu de validations couvrent strictement la plage de 0,1 à 2 fois la VGAI (0,9–18 µg.m^{-3}) exigé pour les faibles concentrations en air intérieur. Les seuils énumérés dans la norme NF EN 16450 : 2017 portent essentiellement sur les éléments suivants :

- les performances métrologiques générales (LD/LQ),
- les biais vis-à-vis de la référence gravimétrique,
- et les facteurs d'influence.

Il existe des essais de validation d'équivalence réalisé dans des gammes de la dizaine de µg.m^{-3}, les données ne sont pas rapportées dans ce rapport, du fait que la LQ est supérieure 0,1 fois la VGAI (cf. ci-dessous).

Tableau 21 : Exigences de la norme NF EN 16450 : 2017

Caractéristique de performance	Exigence
Plages de mesure	de 0 à 1 000 µg.m^{-3} en valeur moyenne sur 24 h de 0 à 10 000 µg.m^{-3} en valeur moyenne sur 1 h
Signaux négatifs	Ne doivent pas être supprimés
Niveau zéro et limite de détection	Niveau zéro : ≤ 2,0 µg.m^{-3} Limite de détection : ≤ 2,0 µg.m^{-3}
Exactitude du débit	≤ 2,0 % − à 5 °C et 40 °C par défaut pour une installation dans un environnement à température régulée, ou − aux températures minimale et maximale spécifiées par le fabricant si celles-ci s'écartent des températures par défaut
Constance du débit volumétrique de prélèvement	≤ 2,0 % du débit de prélèvement (débit moyen) ≤ 5 % du débit nominal (débit instantané)
Étanchéité du système de prélèvement	≤ 2,0 % du débit de prélèvement
Dépendance du zéro vis-à-vis de la température environnante	≤ 2,0 µg.m^{-3} − de 5 °C à 40 °C par défaut pour une installation dans un environnement à température régulée − aux températures minimale et maximale spécifiées par le fabricant si celles-ci s'écartent des températures par défaut
Dépendance de la valeur mesurée vis-à-vis de la température environnante	≤ 5 % de la valeur à la température d'essai nominale − de 5 °C à 40 °C par défaut pour une installation dans un environnement à température régulée, ou − aux températures minimale et maximale spécifiées par le fabricant si celles-ci s'écartent des températures par défaut
Influence de la tension d'alimentation sur le signal mesuré	≤ 5 % de la valeur à la tension d'essai nominale
Conséquence de l'humidité sur la valeur mesurée	≤ 2,0 µg.m^{-3} dans un air zéro lors d'un cycle d'humidité relative de 40 % à 90 % et retour à 40 %
Vérification du zéro	Valeur absolue ≤ 3,0 µg.m^{-3}
Disponibilité	Au moins 90 %
Incertitude inter-AMS	≤ 2,5 µg.m^{-3}
Incertitude élargie	≤ 25 % au niveau de la valeur limite pertinente liée à la moyenne des résultats sur 24h

- Limites de détection et de quantification

Les performances métrologiques des dispositifs de la méthode C ont été évaluées au travers de rapports de référence (Bureau Veritas 2013, TÜV Rheinland 2015, LCSQA 2016). Les seuils de conformité associés à ces méthodes sont de l'ordre de 2 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Ces niveaux restent supérieurs au dixième de la valeur guide de l'air intérieur (VGAI).

- Justesse et biais de mesure (d'après (Bureau Veritas 2013, TÜV Rheinland 2015, LCSQA 2016).
    - **Microbalance TEOM** : Sous-estimation fréquente due aux pertes de semi-volatils, à l'effet du chauffage, à la dynamique lente d'accumulation.
    - **Jauge β** : Biais liés à la variabilité d'atténuation selon la composition, les dépôts non homogènes sur le filtre (Les erreurs typiques sont de ±10 à ±30 % selon les conditions).
    - **Optique** (FIDAS) : Même si plus précises que les systèmes capteurs PM, la correction hygrométrique reste imparfaite, les particules absorbantes (suies) sont sous-estimées, les particules salines ou organiques hygroscopiques sont sur-estimées en air humide, la conversion en diamètre aérodynamique introduit un biais structurel (Cf. 3.1.2).

- **Données d'incertitude**

Pour certaines technologies (TEOM FDMS, BAM), des incertitudes sont documentées en air ambiant, mais rarement pour les faibles concentrations, les environnements intérieurs, et la gamme 0,9 –18 $\mu g.m^{-3}$. Aucun budget d'incertitudes complet n'est disponible dans la littérature pour les instruments optiques type FIDAS dans ce contexte.

Compte tenu de la limite de quantification supérieure à 0,1 fois la VGAI, et des biais connus associés aux trois techniques (pertes de semi-volatils, biais optiques, dépendance à la composition), la méthode C est classée en catégorie 3 pour la comparaison à la VGAI.

A noter que les dispositifs de la méthode C sont pour la plupart encombrants et bruyants ce qui limite leur utilisation en environnement intérieur.

6.2.4 Méthode D : Méthode par diffusion laser et par néphélométrie

Principe de mesure :

Le principe de mesure est détaillé en chapitre 5.1.2.

Instruments :

Une recherche dans la littérature a permis d'identifier les instruments basés sur ces deux principes de mesure et utilisés pour mesurer la qualité de l'air intérieur (cf. Annexe 7 et Annexe 8). Il en ressort principalement quelques instruments de mesure, à savoir le pDR-1500 de Thermo Scientific basé sur la néphélométrie, GRIMM 1.109 / 1.108 et le DustTrack DRX de TSI basé sur la diffusion laser.

Concernant le pDR-1500, Thermo Scientific donne des valeurs de performances dans ses brochures commerciales résumées ci-après. L'étendue de mesure des concentrations massiques est de 0,001 à 400 $mg.m^{-3}$. La gamme de granulométrie est comprise entre 0,1 et

10 µm : cet instrument est équipé de cyclones interchangeables offrant des seuils de coupure disponibles pour les PM_{10}, PM_4, $PM_{2,5}$ ou PM_1, ainsi qu'un filtre intégré permettant de prélever les particules et d'en déterminer la masse ultérieurement par gravimétrie. La répétabilité de la mesure est de ±2 % de la lecture ou ± 5 µg.m^{-3}, la plus grande valeur s'appliquant au résultat de mesure, moyennée sur 1s. De même, la résolution est de 0,1 % de la lecture ou 1 µg.m^{-3}, la plus grande des deux valeurs s'appliquant au résultat de mesure. Le débit peut être ajusté entre 1,0 et 3,5 l.min^{-1}.

De même, pour le DustTrack, TSI indique dans ses brochures commerciales que l'étendue de mesure des concentrations massiques est de 0,001 à 150 mg.m^{-3}. La gamme de granulométrie est comprise entre 0,1 et 15 µm : les diamètres de coupure disponibles pour cet instrument sont les PM_{10}, $PM_{2,5}$ ou PM_1, ainsi que les PM total. La résolution est de 0,1 % de la lecture ou 1 µg.m^{-3}, la plus grande des deux valeurs s'appliquant au résultat de mesure. Le débit peut être ajusté jusqu'à 3 l.min^{-1}.

Validation :

Les normes ISO 21501-1 à -4 portant sur la détermination de la distribution granulométrique des particules ont été examinées. Les parties 1 et 4 traitent respectivement des spectromètres et des compteurs de particules en suspension dans l'air en lumière dispersée, tandis que les parties 2 et 3 s'intéressent aux compteurs de particules en suspension dans un liquide respectivement en lumière dispersée et par extinction de la lumière. Concernant les parties 1 et 4 pour la mesure des particules dans l'air, il n'est fait mention que de concentrations en nombre de particules sans donner des éléments de conversion de ces concentrations en nombre, en concentrations massiques. Par conséquent, ces normes ne fournissent pas d'éléments métrologiques permettant de valider des mesures de concentrations massiques de particules.

La recherche bibliographique n'a pas permis d'identifier un protocole ni des résultats de validation des instruments cités ci-dessus sur une gamme de mesure couvrant au minimum l'intervalle de 0,9 à 18 µg.m^{-3} (0,1 à 2 fois la VGAI) (cf. Annexe 8). Néanmoins, quelques données de validation en air intérieur ont été identifiées dans certaines publications, essentiellement sur les limites de détection/quantification et sur la justesse des mesures.

Concernant la limite de détection, cette dernière a été déterminée comme étant égale à 5 µg.m^{-3} pour le pDR-1500 (L. Wallace, 2011) et le DustTrack DRX (Wallace, 2011 ; Susz, 2020). La limite de quantification est quant à elle égale à 15 µg.m^{-3} pour le pDR-1500 (L. Wallace, 2011) et le DustTrack DRX (Wallace, 2011 ; Susz, 2020).

Concernant la justesse des mesures, il est observé un biais d'environ 2,5 pour le DustTrak et d'environ 1,6 pour le pDR par rapport à la méthode gravimétrique (Wallace, 2011).

La bibliographie ne fournit aucune donnée d'incertitude sur les mesures réalisées avec les deux instruments pDR-1500 et DustTrack.

Compte tenu des limites de quantification supérieures à 0,1 fois la VGAI et de l'absence de données essentielles de validation dans la littérature identifiée, la méthode D est classée en catégorie 3 pour la comparaison à la VGAI.

6.2.5 Méthode E : Systèmes capteurs

Un seul protocole expérimental, la norme XP CEN TS 17660-2 : 2024, définit précisément ce qu'est un système-capteur. Cette norme décrit le protocole d'essai ainsi que les objectifs de qualité des données nécessaires à l'évaluation et à la classification des systèmes-capteurs

destinés aux mesures réglementaires en air ambiant (mesures indicatives et objectives). La classification obtenue pour ces systèmes-capteurs est valable uniquement pour les sites conformes aux différentes typologies pour l'air ambiant (fond, rural…).

Plusieurs organismes réalisent aujourd'hui des évaluations de ces capteurs pour des usages en air ambiant ou en air intérieur, parmi lesquels le LCSQA et sa base de résultats CAPTAIR, le Challenge AIRLAB ou encore AQ Spec (USA).

Principe :

La méthode E repose sur des techniques optiques de mesure basées sur la diffusion de la lumière (cf. chapitre 5.1.2).

Comme pour les autres approches optiques, la conversion du nombre de particules en concentration massique nécessite d'appliquer une hypothèse sur la densité et la distribution granulométrique des particules. Ces paramètres dépendent du type d'aérosol, de l'hygroscopicité et des conditions ambiantes (en particulier l'humidité relative), ce qui peut introduire des biais importants dans l'estimation massique finale.

Instruments :

Il existe de multiples dispositifs au design très différents.

L'analyse de la littérature montre que plusieurs microcapteurs $PM_{2,5}$ commercialisés reposent sur ces principes de diffusion optique (cf. Annexe 8). Les plus représentatifs incluent :

- Les capteurs à diffusion laser (par ex. PMS5003, SPS30), équipant de nombreux dispositifs grand public ou semi-professionnels ;
- Les capteurs néphélométriques miniaturisés, moins fréquents mais également utilisés pour la surveillance en air intérieur.

Ces instruments sont généralement intégrés dans des systèmes capteurs, où un ventilateur ou une micro-pompe dirige l'aérosol vers la chambre de mesure, ce qui ne permet pas de maîtriser le débit. Le traitement interne convertit ensuite le signal optique en concentration massique $PM_{2,5}$.

Validation

L'examen de la bibliographie n'a pas permis d'identifier de données de validation pour ces systèmes capteurs couvrant l'intervalle minimal requis (0,9 à 18 $\mu g.m^{-3}$, soit 0,1 à 2 fois la VGAI). Les données disponibles sont fragmentaires et se concentrent principalement sur (cf. Annexe 9) :

- les limites de détection / quantification,
- la justesse des mesures par rapport aux méthodes de référence,
- l'influence des paramètres environnementaux, notamment l'humidité relative.

Les limites de détection rapportées pour les capteurs commerciaux basés sur la diffusion de la lumière se situent typiquement entre quelques $\mu g.m^{-3}$ et plusieurs dizaines de $\mu g.m^{-3}$ selon les modèles, ce qui reste souvent insuffisant pour des mesures aux faibles niveaux rencontrés en air intérieur.

La justesse vis-à-vis de la méthode gravimétrique présente des biais variables, fréquemment compris entre 1,5 et 4 en fonction des modèles, de la nature des particules testées et de l'humidité ambiante. Les données disponibles ne permettent pas de documenter un budget d'incertitude complet.

Compte tenu de l'absence de données complète de validation fiables par microcapteurs et de la dépendance des performances aux milieux dans lesquels les systèmes capteurs sont déployés, la méthode E est classée en catégorie 3*.

6.3 Conclusion du groupe de travail

Cinq méthodes de mesure de la fraction massique en particules $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur et dans l'air ambiant ont été recensées et évaluées :

- méthode A : Prélèvement actif par filtration avec analyse gravimétrique
- méthode B : Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie et analyse par gravimétrie
- méthode C : Systèmes automatisés de mesure
- méthode D : Méthode par diffusion laser et par néphélométrie
- méthode E : Systèmes capteurs

Le classement obtenu pour les cinq méthodes d'évaluation (A, B, C, D et E) reflète principalement leur niveau de justesse et de robustesse vis-à-vis des exigences de mesure sur l'intervalle 0,1 à 2 VGAI (soit 0,9 à 18 $\mu g \cdot m^{-3}$).

L'analyse des référentiels normatifs et de la littérature montre une structuration hiérarchique entre les méthodes : la méthode D (diffusion laser et néphélométrie – ISO 21501-1 à 4) est fréquemment utilisée comme référence pour la méthode E (systèmes capteurs – CEN/TS 17660-2), tandis que la méthode C (systèmes automatisés – NF EN 16450) constitue elle-même un point d'appui méthodologique pour la méthode D. Cette chaîne de dépendances méthodologiques conduit logiquement vers la méthode A (prélèvement par filtration et analyse gravimétrique – NF EN 12341:2023), considérée comme la référence de plus haut niveau pour garantir un contrôle fiable et pérenne de la VGAI, notamment pour une valeur long terme de 9 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Toutefois, cette progression vers une meilleure justesse s'accompagne d'une décroissance du niveau de flexibilité, d'ergonomie et de coûts des dispositifs : les méthodes les plus fiables sont également les plus contraignantes en termes de mise en œuvre, alors que les méthodes plus légères et moins coûteuses (D et surtout E) offrent une facilité d'usage accrue.

La méthode A est classée en catégorie 1B ou 2 suivant le type de préleveur utilisé. L'utilisation du préleveur de référence (ou équivalent) fonctionnant à 2,3 $m^3.h^{-1}$ tel que défini dans la norme NF EN 12341, avec un prélèvement de 24h répété sur 7 jours, est recommandée dans les situations où le volume de l'environnement intérieur étudié est suffisamment grand et que le fonctionnement du dispositif de prélèvement ne représente pas une gêne pour les occupants (classement en catégorie 1B). Pour atteindre 0,1 fois la VGAI, il est toutefois nécessaire pour le laboratoire de s'assurer que les blancs de terrain présentent une masse résiduelle ≤ 50 µg. En alternative, l'utilisation d'un préleveur de type PEM fonctionnant à 4 $L.min^{-1}$ et l'utilisation d'une balance de très haute précision restent conseillées pour toutes les autres situations en adaptant la durée de prélèvement à un minimum de 4,5 jours (classement en catégorie 2).

La méthode B plutôt dédiée à l'analyse chimique dans différentes fractions particulaires est classée en catégorie 3 et n'est pas recommandée pour la comparaison à la VGAI.

Les méthodes C, D sont classées en catégorie 3 du fait de limites de quantification supérieures à 0,1 fois la VGAI.

La méthode E est classée en catégorie 3* du fait de l'absence de données complète de validation fiables par systèmes capteurs et de la dépendance des performances aux milieux dans lesquels les systèmes capteurs sont déployés.

Ces méthodes ne sont pas recommandées pour la comparaison à la VGAI.

En revanche, les méthodes D et E sont très utiles pour le suivi relatif des $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur. Elles permettent une meilleure compréhension de l'exposition aux $PM_{2,5}$ en identifiant des variations temporelles, en mettant en évidence des épisodes transitoires de pollution ou en reliant les concentrations aux sources. Ces méthodes sont également utiles pour évaluer l'efficacité de mesures correctives.

Tableau 22 : Méthodes recommandées par le Groupe de travail Métrologie (remplissage vert)

Méthode		Protocoles	VGAI long terme 9 µg.m^{-3}	Précisions
A	Prélèvement actif par filtration et analyse gravimétrique	NF EN 12341 (2023)	**1B (préleveur de référence ou équivalent)**	**Prélèvement de 24h répété sur 7 jours à 2,3 m^3.h^{-1}, s'assurer que les blancs de terrain présentent une masse résiduelle ≤ 50 µg.**
		US EPA IO-2.3 (1999)	**2 (préleveur PEM)**	**Prélèvement au minimum de 4,5 jours à 4 L.min^{-1}, utilisation d'une balance de très haute précision**

Date de validation du rapport d'expertise collective par le CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » : 23/01/2026

7 Bibliographie

7.1 Publications

Annesi-Maesano I., Hulin M., Lavaud F., Raherison C., Kopferschmitt C., de Blay F., Charpin D.A., Caillaud D. (2012). Poor Air Quality in Classrooms Related to Asthma and Rhinitis in Primary Schoolchildren of the French 6 Cities Study. Thorax 67 (8): 682-88.

Anses. (2010). Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Particules. (Autosaisine). Maisons-Alfort : Anses, 97 p

Anses (2019). Particules de l'air ambiant extérieur Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie (Saisine n°2014-SA-0156). Maisons-Alfort : Anses, 494 p.

Anses (2019b). Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments Annexe 12 Rapport de convention de recherche et développement Anses-CSTB Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur. Maisons-Alfort : Anses, 276 p.

Anses (2022). Qualité de l'air des enceintes ferroviaires souterraines Revue de la littérature sur les effets sanitaires Proposition de concentrations en particules dans l'air à ne pas dépasser (Saisine n°2019-SA-0148). Maisons-Alfort : Anses, 214 p.

Anses (2023). Fractions granulométriques : évaluation des expositions par inhalation d'aérosols (Saisine n° 2018-SA-0076). Maisons-Alfort : Anses, 208 p.

Anses (2025). Guide d'élaboration et de choix de valeurs de référence (Saisine n° 2020-SA-0019). Maisons-Alfort : Anses, 287 p.

Anses (2025b). Valeurs toxicologiques de référence. Les particules de l'air ambiant extérieur (Saisine n° 2019-SA-0198). Maisons-Alfort : Anses, 306 p.

Anses (2025c). Méthodologie d'évaluation des méthodes de mesure dans l'air des lieux de travail, l'air intérieur et les poussières (Saisine 2024-MPEX-0166). Maisons-Alfort : Anses, 62 p.

Baeza Romero, M. T., Dudzinska, M. R., Amouei Torkmahalleh, M., Barros, N., Coggins, A. M., Ruzgar, D.G., Staszowska, A. (2022). A review of critical residential buildings parameters and activities when investigating indoor air quality and pollutants. Indoor Air, 32(11), e13144.

Balmes J.R., Cisternas M., Quilan P.J., Trupin L., Lurmann F.W., Katz P.P., Blanc P.D. (2014). Annual average ambient particulate matter exposure estimates, measured home particulate matter, and Hair Nicotine are Associated with Respiratory Outcomes in Adults with Asthma. Environ Res. 2014 February ; 129: 1–10. doi:10.1016/j.envres.2013.12.007.

Baloch, R.M., C.N. Maesano, J. Christoffersen, S. Banerjee, M. Gabriel, É. Csobod, E. de Oliveira Fernandes, et al. 2020. « Indoor Air Pollution, Physical and Comfort Parameters Related to Schoolchildren's Health: Data from the European SINPHONIE Study ». Science of the Total Environment 739.

Barnett, V., & Lewis, T. (1994). Outliers in Statistical Data (3rd ed.). Wiley. ISBN: 978-0-471-94838-1

Basagana X., Esnaola M., Rivas I., Amato F., Alvarez-Pedrerol M., Forns J., Lopez-Vicente M., Pujol J., Nieuwenhuijsen M., Querol X., Sunyer J. (2016). Neurodevelopmental

Deceleration by Urban Fine Particles from Different Emission Sources: A Longitudinal Observational Study. Health Perspect 124:1630–1636; http://dx.doi.org/10.1289/EHP209

Belo J., Carreiro-Martins P., Papoila A.L., Palmeiro T., Caires I., Alves M., Nogueira S., Aguiar F., Mendes A., Cano M., Maria A. (2019): The impact of indoor air quality on respiratory health of older people living in nursing homes: spirometric and exhaled breath condensate assessments, Journal of Environmental Science and Health, Part A.

Bentayeb M., Norback D., Bednarek M., Bernard A., Cai M., Cerrai S., Eleftheriou K.K. Gratziou C. Holst G., Lavaud F., Nasilowski J., Sestini P., Sarno G., Sigsgaard T. Wieslander G., Zielinski J., Viegi G., Annessi-Maesano I.(2015) Indoor air quality, ventilation and respiratory health in elderly residents living in nursing homes in Europe. Eur Respir J 2015; 45: 1228–1238.

Bose, S., G.B. Diette, H. Woo, K. Koehler, K. Romero, A.M. Rule, B. Detrick, E. Brigham, M.C. McCormack, et N.N. Hansel. 2019. « Vitamin D Status Modifies the Response to Indoor Particulate Matter in Obese Urban Children with Asthma ». Journal of Allergy and Clinical Immunology: In Practice 7 (6): 1815-1822.e2.

Brostrøm A., J. Thalmann, J.B. Liisberg, F. Husovská, S. H. Møller, J. Tølbøl Rasmussen, T. N Jensen, S B Jensen, Keld A. Jensen, T. Cole-Hunter, AS. Fonseca (2025)Task specific assessment of particle exposure and low-cost sensor performance in indoor construction environments,Atmospheric Environment. 26.https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2025.100336.

Boualleg N. (2023). Etat des lieux des données disponibles sur les effets sur la santé liés à l'exposition aux particules ($PM_{2,5}$ et PM_{10}) présentes dans les environnements intérieurs ». Mémoire de Master 2 : Santé Publique et Risques liés à l'Environnement Général (SPREG). 55 p.

Bouyer J., Hémon D., Cordier S., Derriennic F., Stucker I., Stengel B., Clavel J. Épidémiologie : Principes et méthodes quantitatives. ISBN : 978-2-7430-1167-3. 498 p**.**

Branco, P.T.B.S., M.C.M. Alvim-Ferraz, F.G. Martins, C. Ferraz, L.G. Vaz, et S.I.V. Sousa. 2020. « Impact of Indoor Air Pollution in Nursery and Primary Schools on Childhood Asthma ». Science of the Total Environment 745.

Brigham, E.P., Woo H., McCormack M.C., Rice J., Koehler K., Vulcain T., Wu T., et al. (2019). « Omega-3 and Omega-6 Intake Modifies Asthma Severity and Response to Indoor Air Pollution in Children ». American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 199 (12): 1478-86.

Bureau Veritas Air Quality (AGGX5508189/BV/DH/2834) ; UK Report on the Equivalence of the PM2.5 TEOM 1405-F. 314 p.

Busenkell E. Collins C.M., Moy M.L., Hart J.E., Grady S.T., Coull B.A., Schwartz J.D., Koutrakis P., Garshick E. (2022). Modification of associations between indoor particulate matter and systemic inflammation in individuals with COPD. Environmental Research 209 : 112802

Butz A., Walker J., Bollinger M.E. (2011). Home Environmental Control for Children with Asthma. Current Pediatric Reviews, 8, 37-44

CE. (2005) The INDEX project, critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU. European Commission, 338 p.

Cedeño Laurent J.G., MacNaughton P., Jones E., Young A.S., Bliss M., Flanigan S., Vallarino J., Chen L.J. Cao X., Allen J.G. (2021). Associations between acute exposures to PM2.5 and carbon dioxide indoors and cognitive function in office workers: a multicountry longitudinal prospective observational study. Environ. Res. Lett. 16 (2021) 094047.

Chacón-Mateos M., Remy E., Liebers U., Heimann F., Witt C., Vogt U. (2024). Feasibility study on the use of NO_2 and PM_2.5 sensors for exposure assessment and indoor source apportionment at fixed locations. Sensors, 24: 5767, DOI: 10.3390/s24175767

Chatzidiakou, L., D. Mumovic, A.J. Summerfield, S.M. Hong, et H. Altamirano-Medina. 2014. « A Victorian School and a Low Carbon Designed School: Comparison of Indoor Air Quality, Energy Performance, and Student Health ». Indoor and Built Environment 23 (3): 417-32.

Cho H., Baek Y. (2021). Practical particulate matter sensing and accurate calibration system using low-cost commercial sensors. Sensors, 21: 6162, DOI: 10.3390/s21186162

CITEPA (2025). Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2024. Rapport Secten éd. 2025. 554 p.

Coffaro B., Weisel C.P. 2022. The effect of environmental parameters on squalene-ozone particle formation. *Atmospheric Environment*, 2022, Volume 289, 119295. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2022.11929

Connolly R. E., Yu Q., Wang Z., Chen Y. H., Liu J. Z., Collier-Oxandale A., Papapostolou V., Polidori A., Zhu Y. (2022). Long-term evaluation of a low-cost air sensor network for monitoring indoor and outdoor air quality at the community scale. Science of the Total Environment, 807-150797, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150797.

De Hartog J.J., Ayres J.G., Karakatsani A., Analitis A., ten Brink H., Hameri K. ? Harrison R., Katsouyanni K., Kotronarou A.,Kavouras I., Meddings C., Pekkanen J., Hoek G. (2010). Lung function and indicators of exposure to indoor and outdoor particulate matter among asthma and COPD patients. Occup Environ Med. 67:2–10.

Dinh T. V., Park B. G., Lee S. W., Park J. H., Baek D. H., Choi I. Y., Seo Y. B., Kim J. C. (2022). Comparison of PM2.5 monitoring data using light scattering and beta attenuation methods: A case study in Seoul metro subway. Asian Journal of Atmospheric Environment, 16:2022116, DOI: 10.5572/ajae.2022.116

EEA. (2019). Air quality in Europe — 2019 report. EEA Report No 10/2019. 104 p.

Eggleston P.A., A. Butz, C. Rand, J. Curtin-Brosnan, S. Kanchanaraksa, L. Swartz, P. Breysse, T. Buckley, G. Diette, B. Merriman, J.A. Krishnan (2005) Home environmental intervention in inner-city asthma: a randomized controlled clinical trial. Annals of Allergy, Asthma & Immunology. 95 (6). https://doi.org/10.1016/S1081-1206(10)61012-5.

Eom S.Y., Kim A., Lee J-H., Kim S.M., Lee S-Y., Hwang K-K., Lim H-J., Cho M-C., Kim Y-D., Bae J-W., Kim J.H., Lee D-I. (2022). Positive Effect of Air Purifier Intervention on Baroreflex Sensitivity and Biomarkers of Oxidative Stress in Patients with Coronary Artery Disease: A Randomized Crossover Intervention Trial. Int. J. Environ. Res. Public Health, 19, 7078.

Fedak K.M., Good N., Walker E.S., Balmes J., Brook R., Clarks M.L., Cole-Hunter T., Devlin R., L'Orange C., Luckasen G., Mehaffy J., Shelton R., Wilson A., Volckens J., Peel J.L. (2019). Acute Effects on Blood Pressure Following Controlled Exposure to Cookstove Air Pollution in the STOVES Study J Am Heart Assoc. 2019;8:e012246.

Flamant-Hulin, M., D. Caillaud, P. Sacco, C. Penard-Morand, et I. Annesi-Maesano. 2010. « Air Pollution and Increased Levels of Fractional Exhaled Nitric Oxide in Children with No History of Airway Damage ». Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues 73 (4): 272-83.

Forns J., Dadvand P., Esnaola M., Alvarez-Pedrerol M., Lopez-Vicente M., Garcia-Esteban R., Cirach M., Basagana X., Guxens M., Sunyer J. (2017). Longitudinal association between air

pollution exposure at school and cognitive development in school children over a period of 3.5 years. onmental Research 159: 416–421

Franck, U., Herbarth O., Röder S., Schlink U., Borte M., Diez U., Krämer U., Lehmann I.. 2011. « Respiratory Effects of Indoor Particles in Young Children Are Size Dependent ». Science of the Total Environment 409 (9): 1621-31.

Frandsen T.F., Nielsen M.F.B., Lindhardt C.L., Eriksen M.B. (2020). Using the full PICO model as a search tool for systematic reviews resulted in lower recall for some PICO elements. Journal of Clinical Epidemiology, 127: 69-75.

Gaffin, J.M., Hauptman M., Petty C.R., Haktanir-Abul M., Gunnlaugsson S., Lai P.S., Baxi S.N., et al. (2020). « Differential Effect of School-Based Pollution Exposure in Children With Asthma Born Prematurely ». Chest 158 (4): 1361-63.

Gent J.F., Holford T.R., Bracken M.B., Plano J.M., McKay L.A., Sorrentino K.M., Koutrakis P., Leaderer B.P. (2023). Childhood asthma and household exposures to nitrogen dioxide and fine particles: A triple-crossover randomized intervention trial. J Asthma 60(4): 744–753.

Grant T., Lilley T., McCormack M.C., Rathouz P.J., Peng R., Keet C.A., Rule A., Davis M., Balcer-Whaley S., Newman M., Matsui E.C. (2023). Indoor environmental exposures and obstructive lung disease phenotypes among children with asthma living in poor urban neighborhoods. J. Allergy Clin. Immunol.

Gilbey S.E., Reid C.M., Zhao Y., Soares M.J., Huxley R.R., Rumchev K.B. (2023) Residential indoor exposure to fine and ultrafine particulate air pollution in association with blood pressure and subclinical central haemodynamic markers of cardiovascular risk among healthy adults living in Perth, Western Australia. Air Quality, Atmosphere & Health 16:221–232

Guercio, V., Pojum I.C., Leonardi G.S., Shrubsole C., Gowers A.M., Dimitroulopoulou S., Exley K.S. (2021). Exposure to Indoor and Outdoor Air Pollution from Solid Fuel Combustion and Respiratory Outcomes in Children in Developed Countries: A Systematic Review and Meta-analysis. Science of The Total Environment, Volume 755, Part 1.

Habre, R., E. Moshier, W. Castro, A. Nath, A. Grunin, A. Rohr, J. Godbold, et al. 2014. « The Effects of PM2.5 and Its Components from Indoor and Outdoor Sources on Cough and Wheeze Symptoms in Asthmatic Children ». Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 24 (4): 380-87.

Hansel N.N., Putcha N., Woo H., Peng R., Diette G.B., Fawzy A., Wise R.A., Romero K., Davis M.F., Rule A.M., Eakin M.N., Breysse P.N., McCormack M.C., Koehler K. (2022). Randomized Clinical Trial of Air Cleaners to Improve Indoor Air quality and Chronic Obstructive Pulmonary Disease Health. Results of the CLEAN AIR Study. Am J Respir Crit Care Med Vol 205, Iss 4, pp 421–430.

Hansel N.N., Woo H., Koehler K., Gasset A., Pailin L.M., Alexis N.E., Putcha N., Lorizio W., Fawzy A., Belz D., Sack C., Barr R.G., Martinez F.J., Han M.K., Woodruff P., Pirozzu C., Plain R., Barjaktarevic I., Cooper C.B., Ortega V., Zusman M., Kaufman J.D. (2023). Indoor Pollution and Lung Function Decline in Current and Former Smokers. Spirometrics air. Am J Respir Crit Care Med Vol 208, Iss 10, pp 1042–1051.

Hart J.E., Grady S.T., Laden F., Coull B.A., Koutrakis P., Schwartz J.D., Moy M.L., Garshick E. (2018). Effects of indoor and ambient black carbon and PM2:5 on pulmonary function among individuals with COPD. Environmental Health Perspectives, 126(12)

HCSP. (2013). Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : les particules. 72 p.

He R., Han T., Bachman D., Carluccio D. J., Jaeger R., Zhang J., Thirumurugesan S., Andrews C., Mainelis G. (2020*).* Evaluation of two low-cost PM monitors under different laboratory and

indoor conditions. Aerosol Science and Technology, 55:316-331, DOI: 10.1080/02786826.2020.1851649

IARC. (2010). Household Use of Solid Fuels and High-temperature Frying. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 95. ISBN-13: 978-92-832-1595-0. Lyon, France. 444 p.

IARC. (2012). Personal Habits and Indoor Combustions. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100E. ISBN-13: 978-92-832-1322-2. Lyon, France. 599 p.

Ishigaki Y., Yokogawa S., Shimazaki K., Win-Shwe T. T., Irankunda E. (2024). Assessing personal PM2.5 exposure using a novel neck-mounted monitoring device in rural Rwanda. Environmental Monitoring and Assessment, 196: 935, DOI: 10.1007/s10661-024-13106-y

Isiugo, K., Jandarov R., Cox J., Ryan P., Newman N., Grinshpun S.A., Indugula R., Vesper S., Reponen T. (2019). Indoor Particulate Matter and Lung Function in Children. Science of the Total Environment 663: 408-17.

James, C., Bernstein D.I., Cox J., Ryan P., Wolfe C., Jandarov R., Newman N., Indugula R., Reponen T. (2020). HEPA Filtration Improves Asthma Control in Children Exposed to Traffic-Related Airborne Particles. Indoor Air 30 (2): 235-43.

Jansen KL, Larson TV, Koenig JQ, Mar TF, Fields C, Stewart J, Lippmann M. Associations between health effects and particulate matter and black carbon in subjects with respiratory disease. Environ Health Perspect. 2005 Dec;113(12):1741-6. doi: 10.1289/ehp.8153. PMID: 16330357; PMCID: PMC1314915.

Jedrychowski, W.A., Perera F.P., Spengler J.D., Mroz E., Stigter L., Flak E., Majewska R., Klimaszewska-Rembiasz M., Jacek R. (2013). Intrauterine Exposure to Fine Particulate Matter as a Risk Factor for Increased Susceptibility to Acute Broncho-Pulmonary Infections in Early Childhood. International Journal of Hygiene and Environmental Health 216 (4): 395-401.

Jhun, I., Gaffin J.M., Coull B.A., Huffaker M.F., Petty C.R., Sheehan W.J., Baxi S.N., et al. 2017. « School Environmental Intervention to Reduce Particulate Pollutant Exposures for Children with Asthma ». Journal of Allergy and Clinical Immunology: In Practice 5 (1): 154-159.e3.

Karottki D.G., Spilak M., Frederiksen M., Gunnarsen L., Vaclavik Brauner E., Kolarik B., Jovanovic Andersen Z., Sigsgaarf T., Barregard L., Strandberg B., Dallsten G., Moller P., Loft S. (2013). An indoor air filtration study in homes of elderly: cardiovascular and respiratory effects of exposure to particulate matter. Environmental Health, 12:116

Karottki D.G., Spilak M., Frederiksen M., Jovanovic Andersen Z., Madsen A.M., Ketzel M., Massling A., Gunnarsen L., Moller P., Loft S. (2015). Indoor and Outdoor Exposure to Ultrafine, Fine and Microbiologically Derived Particulate Matter Related to Cardiovascular and Respiratory Effects in a Panel of Elderly Urban Citizens. Int. J. Environ. Res. Public Health, 12, 1667-1686.

Kang I., McCreery A., Azimi P., Gramigna A., Baca G., Hayes W., Crowder T., Scheu R., Evens A., Stephens B. (2023). Impacts of residential indoor air quality and environmental risk factors on adult asthma-related health outcomes in Chicago, IL. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology, 33:358–367

Kim H. Na G., Park S., Won Ra S., Kang S-Y., Kim H.C., Kim H-C., Lee S.W. (2021). The impact of life behavior and environment on particulate matter in chronic obstructive pulmonary disease. Environmental Research, 198: 111265

Lanphear BP, Hornung RW, Khoury J, Yolton K, Lierl M, Kalkbrenner A. Effects of HEPA air cleaners on unscheduled asthma visits and asthma symptoms for children exposed to secondhand tobacco smoke. Pediatrics 2011;127:93-101.

LCSQA 2016. Essais d'adéquation du Fidas 200 à la mesure réglementaire en France. Bilan des essais 2013-2015 (rapport LCSQA-INERIS-DRC-16-152339-03797A). 16 p.

Lee, K. K., Bing, R., Kiang, J., Bashir, S., Spath, N., Stelzle, D., Mortimer, K., Bularga, A., Doudesis, D., Joshi, S. S., Strachan, F., Gumy, S., Adair-Rohani, H., Attia, E. F., Chung, M. H., Miller, M. R., Newby, D. E., Mills, N. L., McAllister, D. A., and Shah, A. S. V. (2020). Adverse health effects associated with household air pollution: A systematic review, meta- analysis, and burden estimation study. The Lancet Global Health, 8(11), e1427–e1434.

Madureira, J., I. Paciência, J. Rufo, E. Ramos, H. Barros, J.P. Teixeira, et E. de Oliveira Fernandes. 2015. « Indoor Air Quality in Schools and Its Relationship with Children's Respiratory Symptoms ». Atmospheric Environment 118: 145-56.

Madureira, J., Paciência I., Cavaleiro-Rufo J., de Oliveira Fernandes, E. (2016). Indoor Air Risk Factors for Schoolchildren's Health in Portuguese Homes: Results from a Case-Control Survey. Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A 79 (20): 938-53.

Maesano C.N., Caillaud D., Youssouf H., Banerjee S., Prud'Homme J., Audi C., Horo K., Toloba Y., Ramousse O., Annesi-Maesano I. (2019). Indoor exposure to particulate matter and volatile organic compounds in dwellings and workplaces and respiratory health in French farmers. Multidisciplinary Respiratory Medicine, 14:33

Mandin C., Trantallidi M., Cattaneo A., Canha N., Mihucz V. G., Szigeti T., Mabilia R., Perreca E., Spinazzè A., Fossati S., De Kluizenaar Y., Cornelissen E., Sakellaris I., Saraga D., Hänninen O., De Oliveira Fernandes E., Ventura G., Wolkoff P., Carrer P., Bartzis J. (2017). Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe – The OFFICAIR study. Science of the Total Environment, 579: 169–178.

Martins C., Teofilo V., Clemente M., Corda M., Fermoso J., Aguado A., Rodriguez S., Moshammer H., Kristian A., Ferri M., Costa-Ruiz B., Perez L., Hanke W., Badyda A., Kepa P., Affek K., Doskocz N., Martin-Torrijos L., Mulayim M.O., Mediavilla Martinez C., Gomez A., Gonzalez R., Cano I., Roca J., de Leede S., Viegas S. (2025). Sources, levels, and determinants of indoor air pollutants in Europe: A systematic review. Science of the Total Environment, 964: 178574.

Maugn T.Z., Bishop J.E., Holt E., Turner A.M., Pfrang C. (2022). Indoor Air Pollution and the Health of Vulnerable Groups: A Systematic Review Focused on Particulate Matter (PM), Volatile Organic Compounds (VOCs) and Their Effects on Children and People with Pre-Existing Lung Disease. Environ. Res. Public Health, 19, 8752.

McCormack, M.C., P.N. Breysse, E.C. Matsui, N.N. Hansel, R.D. Peng, J. Curtin-Brosnan, D.L. Williams, M. Wills-Karp, et G.B. Diette. 2011. « Indoor Particulate Matter Increases Asthma Morbidity in Children with Non-Atopic and Atopic Asthma ». Annals of Allergy, Asthma and Immunology 106 (4): 308-15.

McCormack, M.C., P.N. Breysse, E.C. Matsui, N.N. Hansel, D. Williams, J. Curtin-Brosnan, P. Eggleston, et G.B. Diette. 2009. « In-Home Particle Concentrations and Childhood Asthma Morbidity ». Environmental HealthPerspectives 117 (2): 294-98.

McCormack M.C., Belli A.J., Waugh D., Matsui E.C., Peng R.D., Williams A.L. Pailin L., Saha A., Aloe C.M., Diette G.B., Breysse P.N., Hansel N.N. (2016). Respiratory Effects of Indoor Heat and the Interaction with Air Pollution in Chronic Obstructive Pulmonary Disease. Ann Am Thorac Soc Vol 13, No 12, pp 2125–2131

Mendes A., Papoila A.L., Carreiro-Martins P., Bonassi S., Caires I., Palmeiro T., Aguiar L., Pereira C., Neves P., Mendes D., Silveira Botehlo M.A., Neuparth N., Teixeira J.P. (2016). The

impact of indoor air quality and contaminants on respiratory health of older people living in long-term care residences in Porto. Age and Ageing, 45: 136–142.

Min K., Li Y., Wang D., Chen B., Ma M., Hu L., Liu Q., Jiang G. (2021). 3D printing-induced fine particle and volatile organic compounds emission: an emerging health risk. Environmental Science and Technology Letters, vol.8, issue 8.

Moreno-Rangel A., Baek J., Roh T., Xu X., Carrillo G. (2020). Assessing Impact of Household InterventiononIndoor Air Quality and Health of Children with Asthma in the US Mexico Border: A Pilot Study. Journal of Environmental and Public Health Article ID 6042146, 9 pages.

Morawska L., Asbach C., Patel H. (2025). Application of PM2.5 low-cost sensors for indoor air quality compliance monitoring. Aerosol Science and Technology, 59:1210-1220, DOI: 10.1080/02786826.2025.2457326

NASEM. (2024). Health Risks of Indoor Exposure to Fine Particulate Matter and Practical Mitigation Solutions. 248 p. ISBN 978-0-309-71275-0 | DOI 10.17226/27341

Noonan C.W., Semmens E.O., Smith P., Harrar S.W., Montrose L., Weiler E.,McNamara M., Ward T.J.. (2017). Randomized Trial of Interventions to Improve Childhood Asthma in Homes with Wood-Burning Stoves. Environmental Health Perspectives 125 (9): 097010.

NTP (National Toxicology Program). 2021. Tobacco-related exposures. In: Report on Carcinogens, Fifteenth Edition. Research Triangle Park.

NTP. (2019). Handbook for Conducting a Literature-Based Health Assessment Using OHAT Approach for Systematic Review and Evidence Integration. 101 p.

NTP. (2015). OHAT Risk of Bias Rating Tool for Human and Animal Studies. 37 p. OHAT Risk of Bias Rating Tool for Human and Animal Studies; January 2015

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.

OMS. (2006). Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**.** WHO/SDE/PHE/OEH/06.02, 496 p.ISBN 978-92-890-2192-0

OMS. (2009). WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Dampness and Mould. Geneva: WHO Regional Office for Europe. WHO, 248 p. ISBN 978-92-890-4168-3.

OMS. (2010). WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. WHO, 454 p.. ISBN 978-92-890-0213-4

OMS. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. Organisation Mondiale de la Santé, bureau régional Europe. https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap project-final-technical-report, 1-309.

OMS. (2017). Long-term exposure to PM2.5 and PM10 and all-cause and cause-specific mortality: a systematic reviewand meta-analysis protocol - Update of WHO Global AQGs. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), bureau régional Europe https://www.crd.york.ac.uk/PROSPEROFILES/82577_PROTOCOL_20190211.pdf, 1-21.

OMS 2020 Risk of bias assessment instrument for systematic reviews informing WHO global air quality guidelines. 16 p. WHO-EURO-2020-5556-45321-64864-eng.pdf

OMS. 2021. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2,5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide nad carbon monoxide. Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO). https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329, 1 267.

OQAI. (2006). Campagne nationale Logements. Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final. 165 p.

OQAI. (2016). Base de référence nationale sur la qualité de l'air intérieur et le confort des occupants de bâtiments performants en énergie. Deuxième état descriptif de la qualité de l'air intérieur et du confort de bâtiments d'habitation performants en énergie. Rapport CSTB-OQAI/2016-010. 100 p.

OQAI. (2019). Base de référence nationale sur la qualité de l'air intérieur et le confort des occupants de bâtiments performants en énergie : OQAI-BPE. Deuxième état descriptif de la qualité de l'air intérieur et du confort de bâtiments d'habitation performants en énergie. Rapport CSTB-OQAI/2016-010. 100 p.

OQAI. (2023). Qualité de l'air intérieur dans les établissements sanitaires et médicosociaux. Rapport final. 96 p.

OQAI (2025). Campagne Nationale Logements 2 : Etat de la qualité de l'air dans les logements en France métropolitaine (novembre 2020 – février 2023). Partie 1 : COV, COSV, NO2, Particules et Radon. 308 p.

Park H-K., Cheng K-C, Tetteh A.O., Hildemann L.M., Nadeau K.C. (2017). Effectiveness of Air Purifier on Health Outcomes and Indoor Particles in Homes of Children with Allergic Diseases in Fresno, California: A Pilot Study ». The Journal of Asthma: Official Journal of the Association for the Care of Asthma 54 (4): 341-46.

Park, H.J., H.Y. Lee, C.H. Suh, H.C. Kim, H.C. Kim, Y.-J. Park, et S.W. Lee. (2021). The Effect of Particulate Matter Reduction by Indoor Air Filter Use on Respiratory Symptoms and Lung Function: A Systematic Review and Meta-Analysis. Allergy, Asthma and Immunology Research 13 (5): 719-32.

Park S., Lee S., Yeo M., Rim D. (2023). Field and laboratory evaluation of PurpleAir low-cost aerosol sensors in monitoring indoor airborne particles. Building and Environment, 234:110127, DOI: 10.1016/j.buildenv.2023.110127

Park K.H., Sim D.W., Lee S.C., Moon S., Choe E., Shin H., Kim S.R., Lee J-H., Park H.H., Huh D., Park J-W. (2020). Effects of Air Purifiers on Patients with Allergic Rhinitis: a Multicenter, Randomized, Double-Blind, and Placebo-Controlled Study. Yonsei Med J, 61(8):689-697

Paterson, C.A., R.A. Sharpe, T. Taylor, et K. Morrissey. 2021. « Indoor PM2.5, VOCs and Asthma Outcomes: A Systematic Review in Adults and Their Home Environments ». Environmental Research 202.

Patra S.S., R. Ramsisaria, R. Du, T. Wu, B.E. Boor (2021) A machine learning field calibration method for improving the performance of low-cost particle sensors. Building and Environment,Volume 190 https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107457.

Pytel K, R. Marcinkowska, M. Rutkowska, B. Zabiegała (2022) Recent advances on SOA formation in indoor air, fate and strategies for SOA characterization in indoor air - A review. Science of The Total Environment. 843 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156948.

Raaschou-Nielsen, O., M.N. Hermansen, L. Loland, F. Buchvald, C.B. Pipper, M. Sørensen, S. Loft, et H. Bisgaard. (2010). Long-Term Exposure to Indoor Air Pollution and Wheezing Symptoms in Infants. Indoor Air 20 (2): 159-67.

Rao, C., Gu, F., Zhao, P. Sharmin N., Gu H., Fu J. (2017). Capturing PM2.5 Emissions from 3D Printing via Nanofiber-based Air Filter. *Scientific Reports* 7, 10366. DOI: 10.1038/s41598-017-10995-7

Raju S., Woo H., Koehler K., Fawzy A., Liu C., Putcha N., Balasubramanian A., Peng R.D., Lin C.T., Lemoine C., Wineke J., Berger R.D., Hansel N.N., McCormack M.C. (2023). Indoor

Air Pollution and Impaired Cardiac Autonomic Function in Chronic Obstructive Pulmonary Disease. Am J Respir Crit Care Med Vol 207, Iss 6, pp 721–730.

Real, E., Couvidat F., Ung A., Malherbe L., Raux B., Gressent A., Colette A. 2022. Historical Reconstruction of Background Air Pollution over France for 2000–2015. Earth System Science Data 14 (5): 2419-43.

Rooney, A. A., A. L. Boyles, M. S. Wolfe, J. R. Bucher, et K. A. Thayer. 2014. "Systematic review and evidence integration for literature-based environmental health science assessments." Environ Health Perspect 122 (7):711-8. doi: 10.1289/ehp.1307972.

Rufo J.C., Madureira J.,Paciência I., Aguiar L., Teixeira J.P., Moreira A., de Oliveira Fernandes E.. (2016). Indoor air quality and atopic sensitization in primary schools: a follow-up study ». Porto Biomedical Journal 1 (4): 142-46.

Sá, J.P., Branco P.T.B.S., Alvim-Ferraz M.C.M., Martins F.G., Sousa S.I.V. (2019). Children's exposure to indoor air in schools: impact on wheezing ». WIT Transactions on Ecology and the Environment 236:205-12.

Saenen N.D., Provost E.B., Viaene M.K., Vanpoucke C., Lefebvre W., Vrijens K., Roels H.A., Nawrot T.S. (2016). Recent versus chronic exposure to particulate matter air pollution in association with neurobehavioral performance in a panel study of primary schoolchildren. Environment International 95 (2016) 112–119.

Salimifard P., Rim D., Freihaut J. D. (2020). Evaluation of low-cost optical particle counters for monitoring individual indoor aerosol sources. Aerosol Science and Technology, 54:217-231, DOI: 10.1080/02786826.2019.1697423

Sasso, F., Izard M., Beneteau T., Rakotozandry T., Ramadour M., Annesi-Maesano I., Robin D., Charpin D. (2019). 18-Year Evolution of Asthma and Allergic Diseases in French Urban Schoolchildren in Relation to Indoor Air Pollutant Levels ». Respiratory Medicine 148: 31-36.

Saxena, K. (2024) Association Between Maternal Prenatal Exposure to Household Air Pollution and Child Respiratory Health: A Systematic Review and Meta-analysis. YALE JOURNAL OF BIOLOGY AND MEDICINE 97 (2024), pp.29-40. doi: 10.59249/TAVR4964

Schachter, E.N., A. Rohr, R. Habre, P. Koutrakis, E. Moshier, A. Nath, B. Coull, A. Grunin, et M. Kattan. (2020). Indoor air pollution and respiratory health effects in inner city children with moderate to severe asthma ». Air Quality, Atmosphere and Health 13 (2): 247-57.

Simoni M. Scognamiglio A., Carrozi L., Baldacci S., Angino A., Pistelli F., Di Pede F., Viegi G. (2004). Exposures and acute respiratory effects in two general population samples from a rural and an urban area in Italy. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology (2004) 14, S144–S152

Simoni, M., Annesi-Maesano I., Sigsgaard T., Norback D., Wieslander G., Nystad W., Cancianie M., Sestini P., Viegi G. (2010). School Air Quality Related to Dry Cough, Rhinitis and Nasal Patency in Children. European Respiratory Journal 35 (4): 742-49.

Soppa V.J. Schins R.P.F., Hennig F., Hellack B., Quass U., Kaminski H., Kuhlbusch T.A.J., Hoffmann B., Weinmayr G. (2014). Respiratory Effects of Fine and Ultrafine Particles from Indoor Sources. A Randomized Sham-Controlled Exposure Study of healthy Volunteers. Int. J. Environ. Res. Public Health, 11, 6871-6889;

Soppa V.J., Schins R.P.F., Hennig F., Nieuwenhuijsen M.J., Hellack B., Quass U., Kaminski H., Sasse B., Shinnawi S., Kuhlbusch T.A.J., Hoffman B. (2017). Arterial blood pressure responses to short-term exposure to fine and ultrafine particles from indoor sources. A randomized sham-controlled exposure study of healthy volunteers. Environmental Research 158 : 225–232

Soppa V.J., Shinnawi S., Hennig F., Sasse B., Hellack B., Kaminski H., Quass U., Schins R.P.F., Kuhlbusch T.A.J., Hoffmann B. (2019). Effects of short-term exposure to fine and

ultrafine particles from indoor sources on arterial stiffness. A randomized sham-controlled exposure study. International Journal of Hygiene and Environmental Health 222: 1115–1132

Sutter B., Apppert-Collin J.C., Bémer D., Thomas D. (2010). Etude du réentrainement en phase vapeur d'aérosols liquides semi-volatils après filtration sur filtres à fibres. https://hal.science/hal-00873329v1/file/CFA_Sutter_et_al-2010.pdf

Szabados M., Kakucs R., Páldy A., Kotlík B., Kazmarová H., Dongiovanni A., Di Maggio A., Kozadja A., Jutraz A., Kukec A., Otorepec P., Szigeti T. (2022). Association of parent-reported health symptoms with indoor air quality in primary school buildings – The InAirQ Study ». Building and Environment 221, 109339. 0

Santé Publique France (SPF) (2019) Pollution atmosphérique. Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé (EQIS). EQIS avec une exposition modélisée. Santé Publique France (Saint-Maurice, France). 92 p.

SPF. (2021). Impact de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine. Réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et nouvelles données sur le poids total pour la période 2016-2019. Santé Publique France (Saint-Maurice, France), 63 p.

SPF. (2024) : Évaluation quantitative d'impact sur la santé (ÉQIS) de la qualité de l'air dans et autour des établissements scolaires. Pertinence, faisabilité et première étude nationale. Santé Publique France (Saint-Maurice, France), 81 p.

SPF. (2025). Estimation de la morbidité attribuable à l'exposition à long terme à la pollution de l'air ambiant et de ses impacts économiques en France hexagonale, 2016-2019. Volume 1 : Évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS-PA). Santé Publique France (Saint-Maurice, France), 158 p.

Steinle S., Reis S., Sabel C. E., Semple S., Twigg M. M., Braban C. F., Leeson S. R., Heal M. R., Harrison D., Lin C., Wu H. (2015). Personal exposure monitoring of PM2.5 in indoor and outdoor microenvironments. Science of the Total Environment, 508:383-394, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.12.003

Streuber D., Park Y. M., Sousan S. (2022). Laboratory and field evaluations of the GeoAir2 air quality monitor for use in indoor environments**.** Aerosol and Air Quality Research, 22.

Susz A., Pratte P., Goujon-Ginglinger C. (2020). Real-time monitoring of suspended particulate matter in indoor air: Validation and application of a light-scattering sensor. Aerosol and Air Quality Research, 20:2384-2395, DOI: 10.4209/aaqr.2019.11.0604

Tang M., Shen Y., Ge Y., Gao J., Wang C., Wu L., Si S. (2024). Laboratory and field evaluation of a low-cost optical particle sizer. Journal of Environmental Sciences, 142:215-225, DOI: 10.1016/j.jes.2023.06.031

Tarricone C., Barbière M. G., Borowiak A., Putaud J-P. 2025. Proficiency testing scheme field measurements of PM10 and PM2.5 23/01-05/03/2025, Ispra - Italy - European Union-wide quality assurance programmes, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025, https://data.europa.eu/doi/10.2760/0519930, JRC143138.

Thompson, J. E. (2018). Airborne Particulate Matter : Human Exposure and Health Effects. Journal of Occupational and Environmental Medicine, 60(5), 392-423.

Thurston, G. D., J. R. Balmes, E. Garcia, F. D. Gilliland, M. B. Rice, T. Schikowski, L. S. Van Winkle, I. Annesi-Maesano, E. G. Burchard, C. Carlsten, J. R. Harkema, H. Khreis, S. R. Kleeberger, U. P. Kodavanti, S. J. London, R. McConnell, D. B. Peden, K. E. Pinkerton, J.

Reibman et C. W. White. 2020. "Outdoor Air Pollution and New-Onset Airway Disease. An Official American Thoracic Society Workshop Report." Ann Am Thorac Soc 17 (4): 387-398.

Thurston, G. D., H. Kipen, I. Annesi-Maesano, J. Balmes, R. D. Brook, K. Cromar, S. De Matteis, F. Forastiere, B. Forsberg, M. W. Frampton, J. Grigg, D. Heederik, F. J. Kelly, N. Kuenzli, R. Laumbach, A. Peters, S. T. Rajagopalan, D. Rich, B. Ritz, J. M. Samet, T. Sandstrom, T. Sigsgaard, J. Sunyer et B. Brunekreef. 2017. "A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework." Eur Respir J 49: 1600419.

Tietjen G. E., J. Khubchandani, S. Ghosh, S. Bhattacharjee, J. Kleinfelder (2012) Headache Symptoms and Indoor Environmental Parameters: Results from the EPA BASE Study . Ann Indian Acad Neurol. 15 (Sup 1) S 95-9

Tryner J., Quinn C., Windom B. C., Volckens J. (2019). Design and evaluation of a portable PM2.5 monitor featuring a low-cost sensor in line with an active filter sampler. Environmental Science: Processes and Impacts, 206: 108398, DOI: 10.1039/c9em00234k.

TÜV Rheinland 2015. Report on supplementary testing of the Fidas®200 S respectively Fidas®200 measuring system manufactured by PALAS GmbH for the components suspended particulate matter PM_{10} and $PM_{2.5}$ (TUV-report 936/21227195/A). 569 p.

US EPA. (2019). Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2019). U.S. Environmental Protection Agency (Washington, DC). https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=347534, 1-1967.

Vardoulakis, S., E. Giagloglou, S. Steinle, A. Davis, A. Sleeuwenhoek, K.S. Galea, K. Dixon, et J.O. Crawford. (2020). Indoor Exposure to Selected Air Pollutants in the Home Environment: A Systematic Review. International Journal of Environmental Research and Public Health 17 (23): 1-24.

Walker, E.S., E.O. Semmens, A. Belcourt, B.B. Boyer, E. Erdei, J. Graham, S.E. Hopkins, et al. 2022. « Efficacy of Air Filtration and Education Interventions on Indoor Fine Particulate Matter and Child Lower Respiratory Tract Infections among Rural U.S. Homes Heated with Wood Stoves: Results from the KidsAIR Randomized Trial ». Environmental Health Perspectives 130 (4).

Wallace L.; P. K. Hopke (2022) Measuring Particle Concentrations and Composition in Indoor Air . DOI 10.1007/978-981-16-7680-2_19

Walzer, D., T. Gordon, L. Thorpe, G. Thurston, Y. Xia, H. Zhong, T.R. Roberts, J.S. Hochman, et J.D. Newman. 2020. « Effects of Home Particulate Air Filtration on Blood Pressure: A Systematic Review ». Hypertension 76 (1): 44-50.

Wang Z., Calderón L., Patton A. P., Sorensen-Allacci M., Senick J., Wener R., Andrews C., Mainelis G. (2016). Comparison of real-time instruments and gravimetric method when measuring particulate matter in a residential building. Journal of the Air and Waste Management Association, 66:1109-1120, DOI: 10.1080/10962247.2016.1201022

Wang Z., Delp W. W., Singer B. C. (2020). Performance of low-cost indoor air quality monitors for PM2.5 and PM10 from residential sources. Building and Environment, 171: 106654, DOI: 10.1016/j.buildenv.2020.106654

Wang Y., Li J., Jing H., Zhang Q., Jiang J., Biswas P. (2015). Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement. Aerosol Science and Technology, 49: 1063-1077, DOI: 10.1080/02786826.2015.1100710

Wei et Semple (2022) Exposure to Fine Particulate Matter (PM(2.5)) from Non-Tobacco Sources in Homes within High-Income Countries: A Systematic Review . Air Qual Atmos Health. doi 10.1007/s11869-022-01288-8

Woods, K.E., A. Apsley, S. Semple, et S.W. Turner. 2014. « Domestic Airborne Fine Particulate Matter Exposure and Asthma Control among Children Receiving Inhaled Steroid Treatment ». Indoor and Built Environment 23 (3): 497-503.

Xydi I., Saharidis G., Kalantzis G., Pantazopoulos I., Gourgoulianis K.I., Kotsiou O.S. (2024). Assessing the Impact of Spatial and Temporal Variability in Fine Particulate Matter Pollution on Respiratory Health Outcomes in Asthma and COPD Patients. J. Pers. Med. 2024, 14, 833.

Yang C. T., Chen H. W., Chang E. J., Kristiani E., Nguyen K. L. P., Chang J. S. (2021). Current advances and future challenges of AIoT applications in particulate matters (PM) monitoring and control. Journal of Hazardous Materials, 419: 126442, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126442

Yin H., Liu C., Zhang L., Li A., Ma Z. (2019). Measurement and evaluation of indoor air quality in naturally ventilated residential buildings. Indoor and Built Environment, DOI: 10.1177/1420326X19833118

Yu T., Xu M. D., Yu Z. H., Zhang T. Q. (2021). Design of air quality monitoring system based on light scattering sensor. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 647: 012196, DOI: 10.1088/1755-1315/647/1/012196

Zhu Y. D., Fan L., Wang J., Yang W. J., Li L., Zhang Y. J., Yang Y. Y., Li X., Yan X., Yao X. Y., Wang X. L. (2021). Spatiotemporal variation in residential PM2.5 and PM10 concentrations in China: National on-site survey. Environmental Research, 202: 111731, DOI: 10.1016/j.envres.2021.111731.

Zwozdziak, A., I. Sówka, E. Willak-Janc, J. Zwozdziak, K. Kwiecińska, et W. Balińska-Miśkiewicz. (2016). Influence of PM1 and PM2.5 on Lung Function Parameters in Healthy Schoolchildren—a Panel Study. Environmental Science and Pollution Research 23 (23): 23892-901.

7.2 Normes

AFNOR. 2024. NF X 50-*110 Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise.* AFNOR (indice de classement X 50-110).

AFNOR. 2021. Exposition sur les lieux de travail - Procédures pour déterminer la concentration d'agents chimiques - Exigences élémentaires relatives aux performances.

AFNOR. 2023. NF EN 12341 Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2,5 de matière particulaire en suspension

AFNOR. 2009. NF EN ISO 23210 Émissions de sources fixes - Détermination de la concentration en masse de PM10/PM2,5 dans les effluents gazeux - Mesurage à des faibles concentrations au moyen d'impacteurs

AFNOR. 2017. NF EN 16450 Air ambiant - Systèmes automatisés de mesurage de la concentration de matière particulaire (PM10;PM2,5)

AFNOR. 2025. ISO 21501-1 Détermination de la distribution granulométrique — Méthodes d'interaction lumineuse de particules uniques. Partie 1: Spectromètre d'aérosol en lumière dispersée

AFNOR. 2019. ISO 21501-2 Détermination de la distribution granulométrique — Méthodes d'interaction lumineuse de particules uniques. Partie 2: Compteur de particules en suspension dans un liquide en lumière dispersée

AFNOR. 2019. ISO 21501-3 Détermination de la distribution granulométrique - Méthodes d'interaction lumineuse de particules uniques - Partie 3: Compteur de particules en suspension dans un liquide par extinction de la lumière.

AFNOR. 2023. ISO 21501-4 Détermination de la distribution granulométrique - Méthodes d'interaction lumineuse de particules uniques - Partie 4 : Compteur de particules en suspension dans l'air en lumière dispersée pour espaces propres

AFNOR. 2019. ISO 16000-37 Air intérieur -Partie 37: Mesure de la concentration massique en PM 2,5

AFNOR. 2025. XP CEN TS 17660-2 Qualité de l'air - Évaluation des performances des capteurs de qualité de l'air - Partie 2 : particules dans l'air ambiant

US EPA. 1999. Compendium Method IO-2.3. Sampling of ambient air for PM10 concentration using the Rupprecht and Patashnick (R&P) low volume partisol® sampler.

US EPA. 1990. Compendium Method TO-10A Determination Of Pesticides And Polychlorinated Biphenyls In Ambient Air Using Low Volume Polyurethane Foam (PUF) Sampling Followed By Gas Chromatographic/Multi-Detector Detection (GC/MD)

US EPA. 1999. Compendium Method IO-2.2. Sampling of ambient air for PM10 using an Andersen dichotomous sampler.

7.3 Législation et réglementation

Décret n° 2022-1690 du 27 décembre 2022 modifiant le décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public. JORF n°0301 du 29 décembre 2022

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine n° « 2025-SA-143 »

GOUVERNEMENT
Liberté
Égalité
Fraternité

Courrier arrivé
17 DEC. 2025
DIRECTION GENERALE

Le Directeur général de la santé
Le Directeur général de la prévention des risques

à

Monsieur le Directeur général de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES)

Objet : Saisine relative aux particules $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans l'air intérieur

Les concentrations en particules de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 10 µm (PM_{10}) et à 2,5 µm ($PM_{2,5}$) dans l'air intérieur dépendent de plusieurs facteurs dont le transfert de la pollution depuis l'extérieur, les émissions liées aux activités humaines dans l'environnement intérieur telles que la cuisson des aliments, l'usage d'appareils de combustion domestiques (et leur état d'entretien), l'entretien des locaux et le tabagisme, ainsi que certains équipements du bâtiment (systèmes de ventilation, etc.). L'éventail des effets sur la santé de ces particules est large, tant à court terme qu'après des expositions de longue durée, et concerne particulièrement les systèmes respiratoire et cardio-vasculaire. Les campagnes de mesures de la pollution de l'air intérieur menées en France montrent que la pollution particulaire est largement présente dans les milieux intérieurs, dont les logements et les établissements recevant du public (ERP)[1].

Dans son rapport d'expertise collective de 2009 relatif à des propositions de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAi) pour les particules, l'Anses n'avait pas proposé de VGAi pour des expositions aiguë et chronique aux particules présentes dans l'air intérieur car la démarche d'élaboration des VGAi n'était pas applicable *stricto sensu*[2]. Dans l'attente d'acquisition de données, l'Anses avait recommandé, pour contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air intérieur, le recours aux valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) portant sur les particules de l'air ambiant telles que définies dans ses lignes directrices de 2005[3]. Sur cette base, le HCSP a établi en 2013 des valeurs repères d'aide à la gestion pour prévenir des effets liés à une exposition chronique aux particules dans l'air intérieur[4].

Depuis ces expertises, de nouvelles données épidémiologiques sur les effets sanitaires des particules de l'air intérieur ont été publiées. De plus, en 2021, l'OMS a révisé ses lignes directrices pour les principaux polluants de l'atmosphère et a notamment défini des seuils de référence plus exigeants pour les particules de l'air ambiant. Par ailleurs, certaines publications scientifiques préconisent de fonder la surveillance

[1] Cf campagnes de mesures de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur
[2] Afsset. Propositions de Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur – Particules, 2009. RAPPORT d'expertise collective
[3] Sur 24 heures : 25 µg.m⁻³ pour les $PM_{2,5}$ et 50 µg.m⁻³ pour les PM_{10}
Sur le long terme : 10 µg.m⁻³ pour les $PM_{2,5}$ et 20 µg.m⁻³ pour les PM_{10}
[4] Valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans l'air intérieur (hcsp.fr)

14 avenue Duquesne – 75350 Paris 07 SP
Tél. 01 40 56 60 00

obligatoire de l'air intérieur dans les bâtiments accueillant du public sur une combinaison de paramètres dont la concentration intérieure en particules fines[5].

Enfin, il est observé une expansion rapide ces dernières années de l'utilisation de capteurs pour le suivi de la qualité de l'air intérieur, dont ceux mesurant les particules. Au vu de votre avis en date de 2022 consacré à l'utilisation de micro-capteurs pour le suivi de la qualité de l'air intérieur et extérieur, se pose la question de la possibilité et des conditions éventuelles d'utilisation des données fournies par ce type d'équipements pour la comparaison à des valeurs guides. Ces réflexions sur l'utilisation des capteurs doivent également tenir compte des nouvelles exigences de la directive 2024/1275 du parlement européen et du Conseil sur la performance énergétique des bâtiments[6] concernant certains bâtiments non résidentiels qui devront être équipés de dispositifs de mesure et de contrôle permettant la surveillance et la régulation de la QAI.

Dans ce contexte, nous vous demandons[7] :

- d'une part, de proposer des VGAi pour les particules PM_{10} et $PM_{2,5}$ si cela est pertinent au regard des nouvelles données disponibles ;
- d'autre part, d'évaluer la pertinence de considérer la mesure de la concentration en particules, seule ou en combinaison avec d'autres mesures dont notamment celle de la concentration en dioxyde de carbone (CO_2), dans le cadre d'une surveillance de la qualité de l'air intérieur (QAI). Votre évaluation devra notamment étudier la pertinence d'utiliser les particules dans la construction d'un indicateur indirect (proxy) de la QAI. Vos travaux préciseront la possibilité de recourir à des équipements de type « micro-capteurs » pour le suivi des particules dans le cadre de cette surveillance.

Vous pourrez solliciter, en tant que de besoin, l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs pour vous fournir les données dont il dispose (résultats de campagnes), utiles à vos travaux. Vous pourrez aussi prendre l'attache de l'Agence de la transition écologique (ADEME) qui effectue un benchmarking des réglementations sur la QAI dans différents pays, ces travaux pouvant être utiles pour le second livrable de cette saisine.

Nous vous remercions de bien vouloir nous transmettre, dans les meilleurs délais, votre proposition de contrat d'expertise comprenant les modalités de traitement et de restitution des travaux. Le rendu du premier livrable est attendu pour mars 2026 et celui du second pour juin 2026

Le Directeur général de la santé

Pr Didier LEPELLETIER

Le Directeur général de la prévention des risques

Signature numérique de Cédric BOURILLET
cedric.bourillet
Date : 2025.11.26 20:16:53 +01'00'

Cédric BOURILLET

[5] En particulier : Morawska et al., 2024. « Mandating indoor air quality for public buildings ». Science 383(6690):1418-1420. http://dx.doi.org/10.1126/science.adl0677

[6] Directive (UE) 2024/1275 du Parlement européen et du Conseil du 24 avril 2024 sur la performance énergétique des bâtiments (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)

[7] Dans les travaux demandés, les particules de l'air intérieur des enceintes ferroviaires souterraines ne sont pas visées.

Annexe 2 : Equations de recherche bibliographique : partie « effets sanitaires »

PUBMED

("particulate matter/adverse effects"[MeSH Terms] OR "particulate matter/toxicity"[MeSHTerms] OR"particulate matter*"[Title/Abstract] OR "PM10"[Title/Abstract] OR“PM2.5"[Title/Abstract])
AND ("air pollution, indoor/adverse effects"[MeSH Terms] OR ((indoor[Title/Abstract]) AND ((air[Title/Abstract]) OR (pollut*[Title/Abstract]))))
AND ("Epidemiologic Methods"[MeSHTerms] OR"effect"[Title/Abstract] OR"effects"[Title/Abstract] OR"associat*"[Title/Abstract])

SCOPUS

(TITLE-ABS-KEY ("particulate matter") OR TITLE-ABS ("PM2.5") OR TITLE-ABS ("PM10"))
AND (TITLE-ABS-KEY ("indoor environment") OR TITLE-ABS-KEY ("indoor pollut*") OR TITLE-ABS-KEY ("indoor air") OR TITLE-ABS-KEY ("indoor particle*") OR TITLE-ABS-KEY ("indoor particulate matter") OR TITLE-ABS-KEY ("indoor PM*"))
AND (TITLE-ABS-KEY ("epidemiolog*" OR "effect" OR "effects" OR "toxicity") OR TITLE-ABS (associat*))

Annexe 3 : Grille d'analyse des études épidémiologiques

Information sur le lecteur	Nom et prénom du relecteur		
	Numéro du relecteur ? (1 ou 2)		
	Date de la lecture (ex : 08/06/2016)		
Financement	Source(s) de financement		
	Conflits d'intérêt rapportés par les auteurs		

Description de l'étude					
Study reference Design Location	Time period	Study population	Exposure assessment/levels	Adjustment factors	Health outcome/Main results

Commentaires du relecteur								Conclusions du relecteur sur les études retenues						
Protocole	Résultats / Force de l'association observée / Relation dose-réponse	Biais	Forces de l'étude	Faiblesses de l'étude	Confiance initiale (score de 0 à 4)	Adéquation des résultats de l'étude aux objectifs de l'expertise (score de 0 à 2)	Etude à retenir pour l'expertise pour la dérivation de la VGAI ?	Existence d'une relation dose-réponse ?	Effectif de la population d'étude ?	Représentativité de la population d'étude ?	Risque de biais de sélection (++, +, -, NR, --)	Risque de biais de confusion (++, +, -, NR, --)	Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition (++, +, -, NR, --)	Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet (++, +, -, NR, --)

Annexe 4 : Définition du niveau de confiance initial des études

Exposition contrôlée ? *(0 : non ; 1 : oui)*
Exposition précédant l'effet ? *(0 : non ; 1 : oui)*
Données individuelles pour l'effet ? *(0 : non ; 1 : oui)*
Groupe de comparaison ? *(0 : non ; 1 : oui)*
Confiance initiale ? = somme des réponses aux 4 questions avec l'interprétation : = 1 | niveau de confiance **très faible** (*) = 2 | niveau de confiance **faible** (**) = 3 | niveau de confiance **modéré** (***) = 4 | niveau de confiance **fort** (****)

Tableau 18 : Définition du niveau d'adéquation de l'étude aux objectifs de l'expertise

Les résultats de l'étude répondent complètement aux objectifs ? *(2 si oui)*	2
Les résultats de l'étude répondent partiellement aux objectifs ? *(1 si oui)*	1
Les résultats de l'étude ne répondent pas aux objectifs ? *(0 si oui)*	0

Annexe 5 : Définitions des cotations du risque de biais (en réponse aux questions de la grille)

Cotation	Définition
++	Le risque de biais est faible : Il y a des indications directes de bonnes pratiques dans la publication
+	Le risque de biais est probablement faible : Il y a des indications indirectes de bonnes pratiques dans la publication **OU** les éventuelles déviations aux bonnes pratiques sont jugées insuffisantes pour sensiblement modifier les résultats, la direction ou l'amplitude des biais
– ou NR	Le risque de biais est probablement fort : Il y a des indications indirectes de mauvaises pratiques dans la publication **OU** les informations fournies sur les pratiques sont insuffisantes
– –	Le risque de biais est fort : Il y a des indications directes de mauvaises pratiques dans la publication
NA	L'évaluation du risque de biais n'est pas applicable au design de l'étude

Annexe 6 : Grille d'évaluation des risques de biais des études

Risque de biais de sélection (++, +, -, NR, --)		Risque de biais de confusion (++, +, -, NR, --)		Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition (++, +, -, NR, --)		Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet (++, +, -, NR, --)	
Les participants de tous les niveaux d'exposition n'ont pas eu les mêmes chances de participer à l'étude, au point que les estimations des effets peuvent être sérieusement biaisées.	- ou --	Tous les potentiels facteurs de confusion critiques et autres/additionnels ont été ajustés, ou contrôlés par le design, ou avec l'appui (par exemple, analyse exploratoire) d'un risque minimal dû à des facteurs de confusion résiduels (c'est-à-dire qu'il existe des preuves que ce facteur de confusion pourrait ne pas conduire à un biais sévère de confusion).	++	- Méthode d'évaluation bien détaillée - Méthode d'évaluation non obsolète - Méthode de mesure de l'exposition par mesures à l'aide de capteurs sur le lieu d'exposition ou par un modèle performant et spécifique - Méthode de mesure invariable entre les gammes d'exposition - Contrastes d'exposition larges comparés à la précision de la méthode d'évaluation de l'exposition (variance inter-sujets supérieure à la variance intra-sujets) - Taux de valeurs manquantes non important (<10%) ou bien prises en compte dans l'analyse - Considération de la variabilité de l'exposition dans le temps - Adéquation de l'échelle spatiale et/ou temporelle de l'indicateur d'exposition à l'unité géographique analysée	++ ou +	- Méthode d'évaluation bien détaillée - Méthode d'évaluation non obsolète - Méthode de collecte de l'indicateur de santé par mesures (diagnostic clinique, mesures biologiques, ...) - Méthode de mesure de l'indicateur validée (CIM ou autres critères cliniques spécifiques) - Méthode de mesure invariable entre les gammes d'exposition - Durée de suivi (pour les études de cohorte ou les études de série temporelle) : > 2 ans - Taux de valeurs manquantes non important (<10%) ou bien prises en compte dans l'analyse - Prise en compte de la corrélation dans les données sanitaires (effet aléatoire, autocorrélation spatiale, ...) - Adéquation de l'échelle spatiale de l'indicateur de santé à l'unité géographique analysée - Mesure de l'indicateur de santé ne peut avoir été influencée par la connaissance de l'exposition	**++ ou +**
Les participants de tous les niveaux d'exposition n'ont pas eu les mêmes chances de participer à l'étude, mais pas au point que les estimations des effets puissent être sérieusement biaisées (justification requise).	+	Tous les potentiels facteurs de confusion critiques, mais pas tous les autres potentiels facteurs de confusion supplémentaires, ont été ajustés ou contrôlés par le design, sans l'appui (par exemple, analyse exploratoire) d'un risque minimal dû à des facteurs de confusion résiduels (c'est-à-dire qu'il existe des preuves que ce facteur de confusion pourrait ne pas conduire à un biais sévère de confusion).	+	- Méthode d'évaluation peu détaillée - Méthode d'évaluation obsolète - Méthode de mesure de l'exposition déclarative ou avec un modèle peu performant/spécifique - Contrastes d'exposition faibles comparé à la variance intra-sujets - Méthode de mesure variable entre les gammes d'exposition - Taux de valeurs manquantes important (>= 10%) et valeurs manquantes non/mal prises en compte dans l'analyse - Pas de considération de la variabilité de l'exposition dans le temps - Inadéquation de l'échelle spatiale et/ou temporelle de l'indicateur d'exposition à l'unité géographique analysée	- ou --	- Méthode d'évaluation peu détaillée - Méthode d'évaluation obsolète - Méthode de collecte de l'indicateur de santé déclarative (questionnaire auto-administré) - Méthode de mesure de l'indicateur non validée ou peu spécifique - Méthode de mesure variable entre les gammes d'exposition - Durée de suivi (pour les études de cohorte ou les études de série temporelle) : pas de suivi ou <= 2 ans - Taux de valeurs manquantes important (>= 10%) et valeurs manquantes non/mal prises en compte dans l'analyse - Pas de prise en compte de la corrélation dans les données sanitaires (effet aléatoire, autocorrélation spatiale, ...) - Inadéquation de l'échelle spatiale de l'indicateur de santé à l'unité géographique analysée - Mesure de l'indicateur de santé peut avoir été influencée par la connaissance de l'exposition	**- ou --**

Risque de biais de sélection (++, +, -, NR, --)		Risque de biais de confusion (++, +, -, NR, --)		Risque de biais dans l'évaluation de l'exposition (++, +, -, NR, --)		Risque de biais dans l'évaluation de l'indicateur d'effet (++, +, -, NR, --)	
Les participants de tous les niveaux d'exposition ont eu les mêmes chances de participer à l'étude.	++	Tous les potentiels facteurs de confusion critiques n'ont pas été ajustés ou n'ont pas été contrôlés par le design, sans l'appui (par exemple, dans le cadre d'une analyse exploratoire) d'un risque minimal dû au biais de confusion résiduel.	-	Non renseignable	NR	Non renseignable	**NR**
Non renseignable	NR	Tous les potentiels facteurs de confusion critiques et tous les autres potentiels facteurs de confusion supplémentaires n'ont pas été ajustés ou n'ont pas été contrôlés par le design, sans l'appui (par exemple, dans le cadre d'une analyse exploratoire) d'un risque minimal dû au biais de confusion résiduel.	--				
		Non renseignable	NR				

Annexe 7 : Equations de recherche bibliographique : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode D et E).

Equation de recherche Scopus :

TITLE-ABS-KEY(PM2.5 OR "particulate matter" OR "fine particles" OR "2.5 microns") AND TITLE-ABS-KEY("indoor air" OR "indoor environment" OR "indoor air quality" OR "IAQ") AND TITLE-ABS-KEY("optical method" OR "optical particle measurement" OR "optical measurement of particulate matter" OR "laser spectrometer" OR "Optical particle spectrometer" OR "Laser aerosol spectrometer" OR "nephelometer" OR "nephelometry" OR "light scattering" OR "laser scattering" OR "laser light scattering" OR "optical particle counter" OR "OPC" OR "optical particle sizer" OR "aerosol photometer") AND TITLE-ABS-KEY(validation OR calibration OR "performance evaluation" OR accuracy OR precision OR bias OR uncertainty OR intercomparison OR data) AND PUBYEAR > 2010

Nombre de résultats : N = 75 (15/10/25)

Equation de recherche Pubmed

(PM2.5[Title/Abstract] OR “particulate matter”[Title/Abstract] OR “fine particles”[Title/Abstract] OR “2.5 microns”[Title/Abstract]) AND(“indoor air”[Title/Abstract] OR “indoor environment”[Title/Abstract] OR “indoor air quality”[Title/Abstract] OR IAQ[Title/Abstract])AND(“optical method”[Title/Abstract] OR “optical particle measurement”[Title/Abstract] OR “optical measurement of particulate matter”[Title/Abstract] OR “laser spectrometer”[Title/Abstract] OR “optical particle spectrometer”[Title/Abstract] OR “laser aerosol spectrometer”[Title/Abstract] OR nephelometer[Title/Abstract] OR nephelometry[Title/Abstract] OR “light scattering”[Title/Abstract] OR “laser scattering”[Title/Abstract] OR “laser light scattering”[Title/Abstract] OR “optical particle counter”[Title/Abstract] OR OPC[Title/Abstract] OR “optical particle sizer”[Title/Abstract] OR “aerosol photometer”[Title/Abstract]) AND (validation[Title/Abstract] OR calibration[Title/Abstract] OR “performance evaluation” [Title/Abstract] OR accuracy[Title/Abstract] OR precision[Title/Abstract] OR bias[Title/Abstract] OR uncertainty[Title/Abstract] OR intercomparison[Title/Abstract] OR data[Title/Abstract]) AND ("2011"[PDAT] : "3000"[PDAT])

Nombre de résultats : N = 10 (15/10/25)

Annexe 8 : Analyse des études : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode D et E)

Référence	Commentaires
Zhu *et al.* (2021)	Objectif : Détermination des niveaux de particules fines dans les logements de 12 villes chinoises afin de disposer d'un grand nombre de données pour les décideurs politiques et d'accélérer le processus législatif. Données disponibles : Campagnes de mesure de $PM_{2,5}$ et PM_{10} dans les logements (été/hiver, chambre/salon...) avec un instrument portable de mesure de la concentration de particules à lecture directe d'une justesse de 1 µg/m³ (diffusion de la lumière) (pas d'information sur la marque de l'instrument). Sur les 2 128 échantillons, 130 ont été dupliqués afin d'évaluer la stabilité de l'instrument. Calcul des coefficients de corrélation intraclasse (CCI) : si CCI > 0,75 => excellente reproductibilité, si entre 0,4 et 0,75 => reproductibilité moyenne à bonne, et si < 0,4 => faible reproductibilité. Dans cette étude, les CCI des concentrations de $PM_{2,5}$ et PM_{10} sont respectivement de 0,979 et 0,963 indiquant une excellente reproductibilité. Aucune autre donnée de validation disponible. Quelques valeurs de concentration massique : moyennes géométriques des $PM_{2,5}$ dans les salons et les chambres respectivement de 39,80 et 36,55 µg/m3 en été, et de 70,97 et 67,99 µg/m3 en hiver. En été, environ 70 % des $PM_{2,5}$ à l'intérieur des habitations dépassaient la limite de 25 µg/m3, et pour les PM_{10}, environ 60 % des habitations présentaient des niveaux supérieurs à 50 µg/m3 ; les valeurs correspondantes étaient respectivement supérieures à 90 % et 80 % en hiver.
Yu *et al.* (2021)	Objectif : Conception et mise en œuvre d'un système de surveillance de la qualité de l'air intérieur incluant un capteur de diffusion de lumière et divers modules de capteurs pour détecter la température et l'humidité intérieures, les $PM_{2,5}$ et le formaldéhyde. Il peut également télécharger des données sur une plateforme IoT pour une analyse en temps réel et des statistiques historiques. Données disponibles : Pas de résultats de mesure, juste de la conception d'un système de mesure incluant un capteur pour les $PM_{2,5}$ (DSM501) (Conception matérielle du système, prétraitement du signal du capteur et conception du logiciel du système). Aucune donnée de validation.
Yin *et al.* (2019)	Objectif : Mesure et évaluation sur le terrain de la qualité de l'air intérieur de 25 bâtiments résidentiels à ventilation naturelle dans le nord-ouest de la Chine afin d'améliorer la ventilation résidentielle, l'efficacité énergétique et la qualité de l'air intérieur.. Mesure des concentrations de formaldéhyde, de benzène, de toluène, de COVs totaux, de NO_2, de $PM_{2,5}$, et du taux d'infiltration d'air dans la chambre, le salon et la cuisine de chaque bâtiment à différentes saisons. La concentration de $PM_{2,5}$ était le facteur d'influence le plus important de la qualité de l'air intérieur en hiver, et la concentration de $PM_{2,5}$ extérieure était le facteur clé par temps brumeux. Données disponibles : Utilisation d'un DustTrak à lecture directe (modèle 8530, TSI Inc., États-Unis) pour mesurer la concentration de $PM_{2,5}$ par diffusion de la lumière. Mesures toutes les minutes et débit étalonné avant chaque prélèvement. Avant les mesures, étalonnage par le fabricant de l'instrument, et utilisation d'un facteur d'étalonnage photométrique de 0,38 pour convertir les résultats en concentrations réelles de $PM_{2,5}$, car étalonnage initial avec de l'Arizona Dust avec une densité d'environ 2,6 µg/m³. Aucune autre donnée de validation disponible. Quelques données de concentration rapportées : concentrations mesurées en $PM_{2,5}$ lors de cette étude de l'ordre de 75 à 250 µg/m³, avec une valeur limite nationale chinoise GB 3095–2012 (75 µg/m³). Concentrations de $PM_{2,5}$ spécifiées par la norme ASHRAE 62.1–201668 à ne pas dépasser : 15 µg/m³ en moyenne annuelle et 35 µg/m³ en moyenne sur 24 heures
Wang *et al.* (2016)	Objectif : Utilisation de différents impacteurs équipés de filtres et de dispositifs de mesure de particules en temps réel afin de déterminer les corrélations entre les concentrations de $PM_{2,5}$ mesurées par ces instruments. Données disponibles : Instruments testés : -Personal Modular Impactor (PMI) => $PMI_{2,5}$; SKC Inc., Eighty Four, PA, équippé d'un impacteur à 1 étage avec un filtre + pompe AirChek XR5000 (SKC Inc.) avec un débit de 3 L/min

Référence	Commentaires
	-Personal DataRAM => pDR-1500 de Thermo Scientific -DustTrak DRX (TSI 8534, TSI, Inc.) -AeroTrak optical particle counter (OPC, model 8220, TSI Inc.) Pas de données de validation à part la comparaison OPC / Méthode de référence équivalente. Mesures effectuées par lecture directe du pDR-1500 plutôt bien corrélées avec les mesures gravimétriques effectuées avec son propre filtre (R2=0,804) et le PMI (R2=0,796) ; pas de biais systématique. Amélioration de la corrélation entre les deux instruments si pris en compte d'échantillons provenant de foyers non-fumeurs (absence de biais significatif et R^2 = 0,937). Par contre, biais systématiques importants entre les mesures horaires effectuées avec Aerotrak OPC et DustTrak DRX par rapport aux mesures horaires effectuées avec le pDR-1500. Sous-estimation de la concentration massique par l'OPC d'un facteur 2,5 et surestimation du DustTrak DRX d'un facteur 2 par rapport au pDR-1500. Ces biais pourraient être réduits pour des aérosols aux propriétés similaires, par exemple en utilisant des facteurs de correction déterminés par un prélèvement préliminaire sur filtre dans l'environnement à surveiller avec des analyseurs en temps réel. Problème de la forme et la densité des particules $PM_{2,5}$, paramètres nécessaires pour développer des conversions fiables entre les différents types de mesures + variabilité de la composition des particules d'un site à l'autre
Susz *et al.* (2020)	Objectif : Evaluation des performances du DustTrak DRX pour l'air intérieur => 3 DustTrak pour mesurer l'air ambiant, des PSL et la fumée de tabac et comparaison avec la méthode gravimétrique. Données disponibles : Mesure avec de l'huile Emery: réponse linéaire en concentration massique ($R^2 \geq 0,9999$) pour des concentrations allant de 20 µg m^{-3} à 3 mg m^{-3}, ainsi qu'une bonne sélectivité pour certaines tailles, notamment les particules PSL dans le canal $PM_{2,5.}$ Limite de détection du DustTrak: 5 µg m^{-3} Limite de quantification du DustTrak: 15 µg m^{-3} Biais de 2 à 15 % par rapport à la méthode gravimétrique
Dinh *et al.* (2022)	Objectif : Surveillance des concentrations de $PM_{2,5}$ dans une station de métro souterraine (line 7 (Sang-dong station) du métro de Seoul), à l'aide des méthodes de diffusion de la lumière et d'atténuation bêta => 6 COP (diffusion de la lumière et 16 canaux de taille) dans la salle d'attente et sur les quais + analyseur bêta (MAB) sur le quai pendant un mois Instruments utilisés : - Jauge bétâ BAM (5028i, Thermo Fisher Scientific) - 6 compteurs optiques de particules (COP) (AQM-06, HCTM Co., Ltd., Gyeonggido, République de Corée) avec 16 canaux de taille basés sur la diffusion de la lumière. Données disponibles : Concentrations $PM_{2,5}$: entre 10 et 140 µg/m3 Différence significative entre les concentrations moyennes horaires de $PM_{2,5}$ observées par le BAM et l'OPC lorsque les $PM_{2,5}$ contribuaient à moins de 50 % ou à plus de 80 % des PM_{10}. En revanche, même tendance des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ sur 24 h observées par le BAM et l'OPC avec une différence négligeable. Là encore, il est fait référence au fait que l'utilisation de l'OPC pour mesurer la concentration moyenne surtout en horaire de $PM_{2,5}$ doit tenir compte de la composition des PM, de la taille et la densité des particules. Pas de données de validation à part la comparaison OPC / Méthode de référence équivalente
Cho et Baek (2021)	Objectif : Etude de trois types d'erreurs liées à la méthode de diffusion de la lumière : le bruit à court terme, la variation entre les composants et les interférences dues à la température et à l'humidité. Données disponibles :

Référence	Commentaires
	Instruments utilisés : élément sensible : Sharp GP2Y1010 Essai à fortes concentrations : 0 à 300 µg/m3 Comparaison avec un TSI AMS 510 (erreur de 10% par rapport à la méthode gravimétrique) Répétabilité inférieure à 2 µg/m3
Wallace (2011)	Objectif : Comparaison de 4 instruments : DustTrak et DataRAM personnel (pDR) (ThermoScientific) pour les $PM_{2,5}$; P-Trak (modèle 8525, TSI) pour les particules ultrafines ; et aéthalomètre (AE-42, Magee Scientific) pour le BC. Données disponibles : Détermination des limites de détection, des biais et de la précision à partir d'études de colocalisation et d'études de terrain, avec la méthode gravimétrique. Concordance entre le DustTrak et la méthode gravimétrique => R^2 de 90 % Concordance entre le pDR et la méthode gravimétrique => R^2 de 70 % Dustrack et pDR : limites de détection d'environ 5 µg/m³. DustTrak : biais d'environ 2,5 par rapport à la méthode gravimétrique pDR : biais d'environ 1,6 par rapport à la méthode gravimétrique
Brostrøm *et al*. (2025)	Cette publication compare un capteur à bas coût (OPC-N3) à un appareil de référence (OPS, TSI 3330) lors de travaux de rénovation intérieure. Les auteurs montrent que certaines tâches, comme la dépose de sols ou le balayage à sec, génèrent des concentrations importantes de particules fines, parfois supérieures aux limites d'exposition. Si l'étude confirme l'efficacité des méthodes humides pour réduire ces émissions, son intérêt reste limité, car la validation du capteur demeure incomplète avec la gestion de ratio de concentrations en nombre et massique. Les écarts importants observés avec l'instrument de référence ne sont pas suffisamment analysés, et les instruments de référence sont classés en méthode D.
Chacón Mateos *et al. (*2024)	Cette publication évalue la faisabilité de l'utilisation de capteurs de NO_2 et de $PM_{2,5}$ pour la mesure de l'exposition et l'identification des sources de pollution intérieure. L'étude montre que ces capteurs permettent une observation continue et peu coûteuse des concentrations, mais présentent des incertitudes notables liées à la calibration et aux interférences environnementales. L'étalonnage repose sur une collocation des capteurs OPC-R1 et sur l'application d'une équation de correction. L'analyse est principalement fondée sur des rapports et des comparaisons relatives entre les points de mesure. Ainsi, l'intérêt scientifique de cette étude demeure limité, en raison d'un manque de données de validation.
Steinle *et al.* (2015)	Cette publication porte sur la mesure de l'exposition personnelle au $PM_{2,5}$ dans différents microenvironnements intérieurs et extérieurs. L'étude utilise un capteur Dylos dont les données en nombre de particules sont converties en concentrations massiques à l'aide de trois équations de correction distinctes obtenu par collocation avec une microbalance TEOM (Méthode C) (air intérieur, air ambiant rural et urbain). Toutefois, les données de validation restent limitées, ce qui restreint la fiabilité des conversions proposées et réduit la portée scientifique de l'étude sur le plan méthodologique.
Salimifard *et al.* (2019)	Cette publication évalue les performances de plusieurs capteurs optiques à bas coût — OPC-N2, IC Sentinel, Speck et Dylos pour la mesure d'aérosols biologiques (acariens, pollen, poils de chat et de chien) et non biologiques (silice et résine mélamine) dans une chambre d'exposition. Cependant, l'étude se limite à l'analyse des concentrations en nombre de particules sans conversion en $PM_{2,5}$ massique, ce qui réduit considérablement son intérêt scientifique pour les travaux portant sur l'évaluation de la méthode E.
Morawska *et al.* (2025)	Cette publication propose un cadre pour l'utilisation de capteurs à bas coût de $PM_{2,5}$ dans le suivi de la qualité de l'air intérieur à des fins de conformité réglementaire. L'étude souligne la nécessité d'un capteur de référence intérieur pour calibrer les LCS (Capteurs low cost) via des réseaux de correction et des bases de données partagées. Cependant, cette publication reste théorique et n'apporte aucune donnée expérimentale de validation, ce qui limite fortement son intérêt pour l'évaluation de la méthode E.
Park *et al*. (2023)	Cette publication examine les performances du capteur PurpleAir (PMS5003) en comparaison avec deux instruments de référence (Grimm 11-A et SidePak AM520) dans une chambre expérimentale et un logement test. Son intérêt reste limité, car elle repose essentiellement sur des analyses de cohérence et de régressions sans validation approfondie des mesures en conditions réelles d'exposition, et ne permet pas d'établir une évaluation robuste de la fiabilité du PurpleAir pour la surveillance précise des $PM_{2,5}$ en milieu intérieur.

Référence	Commentaires
Tang *et al.* (2024)	La publication de Tang et al. (2024) évalue un capteur optique à bas coût, le Nova SDS029, en le comparant à deux instruments de référence (Grimm 11-D et TSI 3330) pour la mesure de la distribution en nombre, de la taille et des concentrations massiques de particules dans différents contextes (fumée de cigarette en intérieur, air ambiant, suivi mobile). Bien que les résultats rapportent des corrélations élevées avec les instruments de référence et une performance annoncée comme comparable pour certaines plages de taille, l'étude présente un intérêt limité dans le cadre d'une évaluation rigoureuse du $PM_{2,5}$. En effet, la validation reste essentiellement basée sur des corrélations et sur des scénarios expérimentaux spécifiques, sans démonstration robuste de la fiabilité du SDS029 pour une quantification précise du $PM_{2,5}$ en conditions réelles d'exposition. De plus elle préconise d'invalider les concentrations inférieures à 10 µg/m^3.
Patra *et al.* (2024)	Cette publication présente une méthode de calibration fondée sur du « machine learning » pour améliorer les performances du capteur à bas coût OPC-N2 (Alphasense). Les auteurs utilisent un SMPS et un OPS (TSI) comme instruments de référence et appliquent deux modèles de Gaussian Process Regression pour corriger l'efficacité de comptage entre 0,38 et 10 µm et estimer une distribution en dessous du seuil de détection de l'OPC. Bien que la méthode améliore nettement les métriques statistiques (R, R², MAPE), l'étude présente un intérêt limité dans le cadre d'une évaluation appliquée du $PM_{2,5}$, car elle repose principalement sur une modélisation prédictive complexe plutôt que sur une validation directe et indépendante des mesures massiques, et ne démontre pas la capacité du capteur corrigé à fournir des concentrations fiables en conditions réelles d'exposition.
Streuber *et al.* (2022)	Cette publication évalue les performances des capteurs à bas coût OPC-N3 et GeoAir2 en les comparants à un PDR-1500 et à un MiniWRAS (Grimm) lors de tests avec une génération d'aérosols salins et de DUST. Les écarts observés sont très importants : 100 à 137 % pour les aérosols salins et 180 à 425 % pour les DUST, avec des pentes de régression variant de 0,34 à 2,33, traduisant une forte variation en fonction du matériel dit de référence et de la nature de l'aérosol. En raison de ces divergences cette étude présente un intérêt limité pour une utilisation fiable de l'OPC-N3 ou du GeoAir2 dans l'évaluation des concentrations en $PM_{2,5}$.
Tryner *et al.* (2019)	Cette publication présente le développement d'un dispositif portable combinant un capteur $PM_{2,5}$ à bas coût avec un échantillonneur gravimétrique par pompage (Méthode A), utilisé comme référence pour corriger les mesures optiques. Les tests en laboratoire montrent que les facteurs de correction du capteur varient fortement selon l'aérosol (ammonium sulfate, Arizona Road Dust, PMurbain, fumée de bois), le débit d'échantillonnage et même d'un moniteur à l'autre. Cette publication est très accès sur les gaz et limite l'intérêt pour l'évaluation des $PM_{2,5}$, l'approche reposant surtout sur des corrections spécifiques difficilement généralisables.
Ishigaki *et al.* (2024)	Cette publication décrit le développement d'un dispositif porté au cou, le Pocket $PM_{2,5}$ Logger, destiné à mesurer l'exposition personnelle au $PM_{2,5}$ auprès de ménages utilisant différents combustibles de cuisson au Rwanda. L'appareil permet des mesures continues sur une semaine et met en évidence des expositions nettement plus élevées lors de l'utilisation du charbon et du bois que du propane. Toutefois, l'intérêt métrologique de cette étude demeure limité : bien qu'une comparaison ait été réalisée à Baltimore avec un BAM1020 (méthode C), les incertitudes restent élevées (±15 µg/m³) et les coefficients de détermination (R^2 = 0,77–0,92) traduisent une validation partielle seulement.
Connolly *et al. (*2022)	Cette publication évalue les performances de 30 capteurs PurpleAir II (12 extérieurs, 18 intérieurs) déployés dans une communauté riveraine d'une autoroute entre 2017 et 2019. Les capteurs montrent une bonne corrélation (73 % de complétude) : les rapports indoor/outdoor (I/O) observés correspondent à la littérature, et un modèle linéaire mixte explique plus de 85 % de la variabilité des concentrations en $PM_{2,5}$ intérieures, confirmant que les capteurs détectent correctement les sources intérieures. Toutefois, l'étude ne comporte aucune comparaison à un instrument de référence, ce qui limite son intérêt métrologique pour évaluer la justesse des mesures de $PM_{2,5}$ en air intérieur.
He *et al.* (2020)	Cette publication évalue deux capteurs low-cost (Foobot et AirVisual Node), pour plusieurs types d'aérosols représentatifs de l'air intérieur (nettoyant en spray, DUST, particules de cuisson). Les deux appareils présentent une bonne corrélation au DustTrak DRX ($r > 0,78$) (Méthode D), mais avec une forte dépendance au type de particule. L'étude met en évidence que, malgré une bonne sensibilité pour suivre les variations des concentrations $PM_{2,5}$ intérieures, la justesse reste faible et fortement dépendante de l'aérosol.
Wang *et al.* (2020)	Cette publication évalue 6 capteurs low-cost (AQ Egg, IQair, Awair, Kaiterra laser Egg, PurpleAir et Ikair) avec des aérosols de composition et de distribution granulométrique variées. Les données ont été comparés par régression linéaire aux mesures de référence (TEOM : Méthode C), les capteurs présentaient des

Référence	Commentaires
	ordonnées à l'origine négatives et des pentes de 1 à 2 pour les $PM_{2,5}$. Des réponses semi-quantitatives (~50-200 %) ont été obtenues pour divers aérosols, ce qui limite son intérêt métrologique pour évaluer la justesse des mesures de $PM_{2,5}$ en air intérieur.
Wang *et al.* (2015)	Cette publication évalue 3 capteurs low-cost (Shinyei PPD42NS, Samyoung DSM501A et Sharp GP2Y1010AU0F). Les données ont été comparés par aux mesures de référence (SidePak TSI et d'un AirAssureTM PM2.5 TSI, qui utilise lui-même un capteur GP2Y1010AU0F), les écarts types des capteurs variaient de 15 à 90 µg/m^3 pour une plage de concentration de 0 à 1000 µg/m^3 les écarts des trois capteurs dépendent fortement de la composition et de la taille des particules, ce qui entraînait une différence pouvant atteindre 10 fois les concentrations des capteurs.

Annexe 9 : Support technique : présentation détaillée des méthodes de mesure des $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur

Annexe 9.1 : Méthode A : Prélèvement par filtration et analyse par gravimétrie - Paramètres descriptifs et données de validation

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
Gaz/vapeur - Aérosol - Mixte		Aérosol				
Prélèvement	**Actif / passif**	Actif	Renvoi à EN 12341 *Note: pour les dispositifs complémentaires (suivi de PM), en air intérieur, les sources de particules étant différentes de l'extérieur, la procédure d'équivalence n'est pas applicable*	MEM (fixe) ou PEM (personnel) Plaque d'impaction (dp > 2,5 µm) graissée (pour limiter les rebonds) Filtre : Membrane PTFE 37 mm (Teflo R2JO37, pore 2 µm, avec anneau PP), non hygroscopique	LVS (Rupprecht & Pataschnick Partisol) Filtre PTFE ou fibre de verre revêtue Teflon, ou fibre de quartz 47 mm	Renvoi à EN 12341 *Note: pour les dispositifs complémentaires (suivi de PM), en air intérieur, les sources de particules étant différentes de l'extérieur, la procédure d'équivalence n'est pas applicable*
	Système de prélèvement	- Tête de prélèvement PM2,5 conventionnelle (ou ayant obtenu une équivalence) - Plaque d'impaction (d_p > 2,5 µm) graissée (pour limiter les rebonds) - Collecte PM sur filtre (fibre de verre, fibre de quartz, PTFE ou fibre de verre revêtue de PTFE)	**2,3 m3/h** **Débit par heure < 0,1 x volume d'air renouvelé en 1 heure (taux de renouvellement d'air x volume pièce)** ou si inconnu **Volume prélevé par heure < 0,1 x volume d'air de la pièce** *Ce qui implique de limiter à un environnement où le RA > 23 m3/h (par exemple pièce de 46 m3 pour TRA > 0,5 vol/h) ou dans tous les cas une pièce > 23 m3*	**4 L/min** (maintenu ±5 %) Pompe suffisamment silencieuse pour ne pas perturber Pompe capable de maintenir un vide de 4" d'eau sous 4 L/min Débit vérifié à T et P dans les conditions du local	16,7 L/min (volumétrique et maintenu selon ΔP)	**2,3 m3/h** **Débit par heure < 0,1 x volume d'air renouvelé en 1 heure (taux de renouvellement d'air x volume pièce)** ou si inconnu **Volume prélevé par heure < 0,1 x volume d'air de la pièce** *Ce qui implique de limiter à un environnement où le RA > 23 m3/h (par exemple pièce de 46 m3 pour TRA > 0,5 vol/h) ou dans tous les cas une pièce > 23 m3*
	Débit	**Tête conventionnelle : 2,3 m3/h (38,3 L/min)** Débit volumétrique constant (quelque soit variations de T, P	Renvoi à EN 12341	5,76 m3 (pas de correction de T ou P)	24,048 m3	Renvoi à EN 12341

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
		et ΔP) Ecart débit de prélèvement ≤ 5 % (débit moyen final ≤ 2 %)				
	Volume	**Tête conventionnelle : 55,2 m3**	**24 h** Possibilité de scinder le prélèvement en plusieurs périodes (2 x 12 h ou 3 x 8 h étendu sur 3 jours max) sur le même filtre Durée < 24 h pour environnements chargés, durée minimale pour avoir entre 5000 et 10000 µg de particules sur filtre	24 h	24 h	**24 h** Possibilité de scinder le prélèvement en plusieurs périodes (2 x 12 h ou 3 x 8 h étendu sur 3 jours max) sur le même filtre Durée < 24 h pour environnements chargés, durée minimale pour avoir entre 5000 et 10000 µg de particules sur filtre
	Durée	**24 h** Disponibilité ≥ 95 % du temps Ecart sur durée de prélèvement < 1 min (0,07 %)	Renvoi à EN 12341 *Note: pour les dispositifs complémentaires (suivi de PM), en air intérieur, les sources de particules étant différentes de l'extérieur, la procédure d'équivalence n'est pas applicable*	MEM (fixe) ou PEM (personnel) Plaque d'impaction (dp > 2,5 µm) graissée (pour limiter les rebonds) Filtre : Membrane PTFE 37 mm (Teflo R2JO37, pore 2 µm, avec anneau PP), non hygroscopique	LVS (Rupprecht & Pataschnick Partisol) Filtre PTFE ou fibre de verre revêtue Teflon, ou fibre de quartz 47 mm	Renvoi à EN 12341 *Note: pour les dispositifs complémentaires (suivi de PM), en air intérieur, les sources de particules étant différentes de l'extérieur, la procédure d'équivalence n'est pas applicable*

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
Analyse	**Préparation échantillon**	**Choix du filtre avant prélèvement :** Variations de la composition du filtres (variation du liant), exigence CV < 20 % Adéquation du filtre avec la pompe de prélèvement (perte de charge et maintien du débit nominal) **Maintien de la T° de prélèvement d'air à ± 5 °C au niveau du filtre par rapport à l'extérieur du préleveur** **Avant pesée :** Conditionnement des filtres dans la chambre de pesée ≥ 48 h avant pesée Examen préalable des filtres avant pesée pour détecter défauts (trous, matière parasite) Un déchargeur d'électricité statique doit être utilisé sur les filtres avant la pesée	Renvoi à EN 12341 Spécificités air intérieur : '- Recommandation d'isoler le préleveur (pour le bruit) ou de déporter la pompe de prélèvement - Forte recommandation de conduire des mesures extérieures en parallèle - Pas de nécessité du maintien en T du préleveur (peu de variations de T en intérieur)	Conditionnement en chambre 24 h avant pesée Passage au déchargeur d'électricité statique avant pesée		Renvoi à EN 12341 Spécificités air intérieur : '- Recommandation d'isoler le préleveur (pour le bruit) ou de déporter la pompe de prélèvement - Forte recommandation de conduire des mesures extérieures en parallèle - Pas de nécessité du maintien en T du préleveur (peu de variations de T en intérieur)
	Technique d'analyse	- Pesée des filtres avant/après prélèvement avec une balance de résolution ≤ 10 µg - Préleveur fonctionnant de manière autonome, séquentiel avec suivi de T, HR et débit - Spécifications de la chambre de pesée (T = 19-21 °C, HR = 45-50%)	Renvoi à EN 12341	Cahn Model 30 microbalance capable de peser jusqu'à 3.5 g avec une précision (accuracy) de ± 0.5 µg (nécessite 6 heures de préchauffage) Maintien d'une plage de 17-23 °C et 38-42 % HR		Renvoi à EN 12341

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
	Paramètres analytiques	Deux pesées successives à ≥ 12 h d'intervalle pour filtre vierge Exigence de différence entre deux pesées ≤ 40 µg pour filtre vierge Deux pesées successives à 24-72 h d'intervalle pour filtre échantillon Exigence de différence entre deux pesées ≤ 60 µg pour filtre échantillon Masse finale du filtre = masse moyenne des deux pesées Masse finale de particules = masse moyenne filtre après - masse moyenne filtre avant	Renvoi à EN 12341	Pesée filtre vierge : 1 mesure + 10 % filtres (minimum 2) avec une deuxième pesée par un autre opérateur. Tolérance d'écart max = 10 µg + contrôle en double pesée d'un filtre blanc (tolérance < 7 µg) Pesée échantillon : même procédure Vérification du zéro tous les 10 filtres + vérification de 2 masses standard à chaque série de pesée.		Renvoi à EN 12341
Domaine de validation		Gamme d'application en PM2,5 = ~1 µg/m3 (LD) à 120 µg/m3 (jq'à 200 µg/m3 avec filtres appropriés)	Limite inférieure à 2 µg/m3 - pas de limite haute	PEM : 4 à (37 à 1120) µg/m3 MEM : 2 à (37 à 1120) µg/m3	NR	NR
Coefficient de désorption / Efficacité de désorption / taux récupération analytique		- Exigence de filtres : Efficacité de collecte ≥ 99,5 % pour particules d_{ae} de 0,3 µm	Renvoi à EN 12341	Exigence : Efficacité de piégeage > 99%	Filtre absolu : efficacité de collecte >99,95 % de particules 0,3 µm	NR
Capacité / Volume de claquage		Au regard du domaine d'application, la capacité d'un filtre est d'au moins 6624 µg (limite haute de 120 µg/m3 @ 2,3 m3/h) Filtres PTFE ont une capacité moindre sous HR élevée (risque de colmatage, durée < 24 h)	Renvoi à EN 12341	Charge de 20 à 600 µg/cm^2 sur le filtre (215 à 6451 µg pour filtres 37 mm), plus possible si maintien d'un débit constant et pas d'altération des performances de l'étage d'impaction	NR	NR

Méthode A	NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
Linéarité de réponse du détecteur (instrument d'analyse)	Exigence Incertitude d'étalonnage ≤ 25 µg sur la gamme 0 - 200 mg	Renvoi à EN 12341	Vérification du zéro et 2 points d'échelle avec écart toléré de ± 4 µg au zéro et ± 2 µg sinon	NR	NR
Essais de conservation et de stockage avant analyse Taux de récupération après stockage	- Conditionnement du filtre avant prélèvement (durée, T, HR) - Durée de stockage des filtres prépesés avant prélèvement ≤ 2 mois - Stockage adéquat pour limiter la perte par volatilisation et prévenir la condensation sur les filtres (éviter d'exposer le filtre à des variations de T et de HR) - stockage @ T ≤ 23 °C (voisin de la T de chambre de pesée) - Attention si utilisation système de refroidissement -> influence possible sur $m_{particules}$ et m_{eau} - Durée de stockage des filtres échantillons ≤ 1 mois (dans préleveur ou chambre de pesée) - Transport de filtres dans le support de prélèvement ou dans boîtes de Petri (transport possible en glacière sous emballage hermétique)	Renvoi à EN 12341	NR	NR	NR
Conditions environnementales	- Variation de la teneur en eau du filtre affectant sa masse : Absorption d'eau, exigence ≤ 40 µg (partiellement irréversible pour certains filtres), Filtres en fibres de quartz ou de verre plus sensibles à l'absorption	Renvoi à EN 12341	Le filtre ne doit pas être hygroscopique (ok pour filtres membranaires type PTFE et quelques filtres en fibres de verre avec pore 2 µm)	NR	NR

Méthode A	NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
	d'eau (+150 µg en 5 semaines), Conditionnement à des HR élevées pour les filtres les plus sensibles avant usage. - Aptitude de la matière particulaire à adsorber jusqu'à plusieurs mg d'eau lors d'exposition à 90 % HR - Effet de la variation de teneur en eau du filtre (fonction de la teneur en constituants hygroscopiques) ≤ 100 µg (pire cas) - Influence de la poussé hydrostatique (induite par densité de l'air) ≤ 3 µg - Electricité statique : Effet de charge statique avec exigence ≤ 40 µg (pesée avec/sans déchargeur) - Impact de la variation de HR lors du prélèvement entre 45 % et 50 % ≤ 80 µg - Variation de T/HR induisant une évaporation/condensation d'une fraction semivolatile (effet inclus dans l'incertitude entre préleveurs en respectant les exigences de la norme)				
Sélectivité / Interférences	- La conception et sélectivité de la tête de prélèvement (équivalence par rapport à la tête conventionnelle) - Le débit de prélèvement (impact sur le diamètre de coupure et la sélectivité en PM2,5) ≤ 5 % (débit moyen	Renvoi à EN 12341 - Rebond de la plaque d'impaction et réentraînement des particules plus grosses (pris en compte par convention dans la définition de PM2.5 au regard de la tête de	NR	NR	NR

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
		final ≤ 2 %) - Pertes par dépôt de particules dans le support avant collecte sur filtre (négligeable car conduit vertical et conducteur) - Pertes par volatilisation (eau et fraction semivolatile) au niveau du support et sur le filtre - Variation de la masse du filtre après collecte (variation en eau, évaporation/condensation d'une fraction semivolatile liée à une variation de T et HR, dépôt de matière parasite, poussée hydrostatique et électricité statique) - Influence du type de filtre utilisé (différences considérables dans les résultats selon le type de filtre utilisé, voire entre filtres de même type (±15% en PM10 avec différents filtres Quartz)) - Manipulation du filtre (Intégrité du filtre lors de sa manipulation (friabilité), exigence ≤ 40 µg)	prélèvement de référence) - NF ISO 16000-34 - Impact possible du dispositif de prélèvement sur la concentration intérieur de PM			
Spéciation		Sans objet				
Conditions de détermination de la VGAI-LT	**Estimation de l'incertitude élargie**	- Exigence : Incertitude entre 2 préleveurs ≤ 2 µg/m3 (avec C > 17 µg/m3) - Différences considérables dans les résultats selon le type de filtre utilisé, voire entre filtres de même type (± 15 % en PM10 avec différents filtres Quartz)	Renvoi à EN 12341	Overall precision ±2 µg/m3 à ±25 µg/m3 (10 à 100 µg/m3 @ 4 L/min)	NR	NR

Méthode A		NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
		- Incertitude relative élargie selon exigences estimée à 14,8 % pour 30 µg/m3 **- Incertitude relative élargie calculée à partir d'un suivi de terrain de 4 mois avec 2 préleveurs sur 146 filtres quartz 50 mm appariés (gamme 3,1 - 48,1 µg/m3, moyenne 14,7 µg/m3) = 7,1 %**				
	Limite de détection	Limite de la balance = 10 µg (soit 0,18 µg/m3) Sur la base de la tolérance de 40 µg sur filtre vierge = 40 µg (0,7 µg/m3) 1 µg/m3 (limite de détection de la méthode de mesure normalisée exprimée sous la forme de son incertitude)	2 µg/m3 (limite de détection de la méthode de mesure normalisée exprimée sous la forme de son incertitude)	20 µg / filtre (soit 3,5 µg/m3 @ 24 h) **LOD (PEM)** = 8 µg/m3 (12 h) soit 23 µg/filtre soit **LOD (PEM)** = **4 µg/m3 @ 24 h** **LOD (MEM)** = 4 µg/m3 (12 h) soit 11,5 µg/filtre soit **LOD (MEM)** = **2 µg/m3 @ 24 h**	NR	NR
	Limite de quantification	Fixée par la tolérance entre deux pesées successives du filtre échantillon et la tolérance sur les blancs de terrain : **60 µg (soit 1,08 µg/m3 @ 55,3 m3)**	Renvoi à EN 12341	Au vu de la précision de la balance, on peut estimer que **LOQ = LOD**	NR	NR
Informations complémentaires		Méthode basée sur la tête de prélèvement conventionnelle fixant le débit. La norme dit que d'autres systèmes de prélèvement peuvent être utilisés à condition qu'une **tolérance supplémentaire** adéquatement justifiée soit a**ppliquée à leurs incertitudes conformément aux essais d'équivalence**. La mise en œuvre d'un	Renvoi à l'EN 12341 avec quelques spécificités pour l'air intérieur	Protocole bien décrit, la LOD n'est pas explicitée, notamment en termes de différences entre MEM et PEM. La définition de PM2,5 n'est pas la même que celle de la EN 12341 qui dépend d'une seule tête conventionnelle intégrant dans sa définition une courbe d'efficacité de sélection de particules	Protocole basé sur PM10 mais adaptable à PM2,5. Pas de données de validation	Pas d'information sur la méthode

Méthode A	NF EN12341 (2023)	ISO 16000-37 (2019)	US EPA IP-10A (1990)	US EPA IO-2.3 (1999)	OMS 2021 AQG
	prélèvement à 2,3 m3/h est **très difficile à mettre en place dans un environnement intérieur du fait du bruit de la pompe et de l'encombrement du préleveur**. L'équivalence de préleveurs adaptés aux Env. Int. n'est pas forcément renseignée/obtenue vis-à-vis de systèmes pour air ambiant.		unique et des pertes (aux parois ou par volatilisation) par convention. La tolérance plus stricte sur la double pesée induit une LOD/LOQ plus faible		

NR : Non renseigné

Annexe 9.2 : Méthode B : Prélèvement par impacteur avec séparation granulométrique par inertie et analyse par gravimétrie - Paramètres descriptifs et données de validation

Méthode B		NF EN ISO 23210 (2009)	US EPA IO-2.2 (1999)
Gaz/vapeur - Aérosol - Mixte		aérosol	
Prélèvement	Actif / passif	Actif	
	Système de prélèvement	Impacteur à cascade à deux étages divisant en 3 fractions (PM>10 µm, PM[2.5-10] et PM2.5)	Système de prélèvement Dichotomique Andersen (PM[2.5-10] et PM2.5) Filtres Teflon 37 mm
	Débit	A calculer (Annexe A)	16.7 L/min
	Volume		
	Durée	Dépendante de la concentration attendue	12 – 24 h
Analyse	Préparation échantillon		
	Technique d'analyse	Gravimétrie	gravimétrie
	Paramètres analytiques	NR	NR
Domaine de validation		Domaine d'application : concentration inférieures à 40 $mg.m^{-3}$	NR
Coefficient de désorption / Efficacité de désorption / taux récupération analytique		NR	NR
Capacité / Volume de claquage		NR	NR
Linéarité de réponse du détecteur (instrument d'analyse)		NR	NR
Essais de conservation et de stockage avant analyse Taux de récupération après stockage		NR	NR
Conditions environnementales		NR	NR
Sélectivité / Interférences		NR	NR
Spéciation		Sans objet	
	Estimation de l'incertitude élargie	NR	NR

Méthode B		NF EN ISO 23210 (2009)	US EPA IO-2.2 (1999)
Conditions de détermination de la VGAI-LT	Limite de détection	NR	NR
	Limite de quantification	NR	NR
Informations complémentaires		Protocole destiné au prélèvement de particules dans les effluents gazeux pour des concentrations de l'ordre de 1 à plusieurs dizaines de $mg.m^{-3}$ n'est pas adapté au niveau de concentration cible 9 µg/m3 (facteur 1000)	Uniquement analyse chimique ou élémentaire, pas de gravimétrie

NR : Non renseigné

Annexe 9.3 : Méthode C : Systèmes automatisés de mesure (AMS)- Paramètres descriptifs et données de validation

Méthode C		NF EN 16450 (2017)
Gaz/vapeur - Aérosol - Mixte		Aérosol
Prélèvement	Actif / passif	actif
	Système de prélèvement	Analyseurs de type AMS : microbalance oscillante ou Atténuation du rayonnement bêta ou Diffusion de lumière/
	Débit	
	Volume	
	Durée	
Analyse	Préparation échantillon	
	Technique d'analyse	
	Paramètres analytiques	
Domaine de validation		Exigence : plage de mesure de 0 µg/m3 à 1 000 µg/m3 en valeur moyenne sur 24 h
Coefficient de désorption / Efficacité de désorption / taux récupération analytique		NR
Capacité / Volume de claquage		NR
Linéarité de réponse du détecteur (instrument d'analyse)		NR
Essais de conservation et de stockage avant analyse Taux de récupération après stockage		NR
Conditions environnementales		Exigences : - conséquence de l'humidité sur la valeur mesurée ≤ 2,0 µg/m3 dans un air zéro lors d'un cycle d'humidité relative de 40 % à 90 % et retour à 40 % - Dépendance de la valeur mesurée vis-à-vis de la température environnante a : ≤ 5 % de la valeur à la température d'essai nominale, de 5 °C à 40 °C par défaut pour une installation dans un environnement à température régulée, ou aux températures minimale et maximale spécifiées par le fabricant si celles-ci s'écartent des températures par défaut - Dépendance du zéro vis-à-vis de la température environnante : ≤ 2,0 µg/m3 de 5 °C à 40 °C par défaut pour une installation dans un environnement à température régulée, ou aux températures minimale et maximale spécifiées par le fabricant si celles-ci s'écartent des températures par défaut
Sélectivité / Interférences		NR

Méthode C		NF EN 16450 (2017)
Spéciation		Sans objet
Conditions de détermination de la VGAI-LT	**Estimation de l'incertitude élargie**	Exigence : ≤ 25 % au niveau de la valeur limite pertinente liée à la moyenne des résultats sur 24 h
	Limite de détection	Exigence : ≤ 2,0 µg/m^3
	Limite de quantification	NR
Informations complémentaires		Cette norme définit les exigences de performances minimales et les modes opératoires d'essais pour les approbations de type d'AMS adapté à la matière particulaire. Elle inclut également l'évaluation de son équivalence à la méthode de référence pour la mesure des PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant (méthode A).

NR : Non renseigné

Annexe 10 : Liste des systèmes de prélèvement séquentiel de la fraction massique PM2,5 sur filtre avec gravimétrie en différé conformes à la méthode de référence : partie « évaluation des méthodes de mesure » (méthode A).

La liste des systèmes de prélèvement de la fraction massique PM2,5 conformes à la méthode de référence dans le cadre de la surveillance réglementaire est établie par le LCSQA et mise à jour régulièrement (https://www.lcsqa.org/fr/conformite-technique-appareils-mesure).

Au 9 juillet 2025, 10 systèmes de prélèvement étaient déclarés conformes à la méthode de référence (NF EN 12341, 2023) :

- Thermo Scientific (TEI) : Partisol 2025 / 2025 i (Partisol Plus) et Partisol 2000 / 2000 i ;
- DIGITEL : DA 80 et DPA14 ;
- Leckel : SEQ 47/50 ;
- FAI Instruments : Hydra Dual Sampler ;
- TECORA : SkyPost PM ;
- ZAMBELLI : Explorer Plus ;
- MEGA SYSTEM : LIFETEK PMS ;
- Comde-Derenda : PNS-18T.

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

ISBN 979-10-286-0603-9 - Dépôt légal : mai 2026 - © Anses Éditions 2024 - CC BY-NC-ND