



anses

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

Avis de l'Anses

Rapport d'expertise collective

Mai 2022



CONNAÎTRE, ÉVALUER, PROTÉGER



Le directeur général

Maisons-Alfort, le 25 mai 2022

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

**relatif à l'état des connaissances sur la toxicité des particules et sur les effets
sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires
souterraines (EFS) et à la proposition de concentrations en particules dans l'air
des EFS à ne pas dépasser**

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 28 août 2019 par la Direction Générale de la Santé (DGS), la Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer (DGITM) et la Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR) pour la réalisation de l'expertise suivante : « Demande d'avis relatif à la faisabilité puis à la définition de valeurs guides de l'air intérieur (VGAI) associées à l'exposition des usagers dans les enceintes ferroviaires souterraines ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

1.1. Contexte

Différentes campagnes de mesure de la qualité de l'air intérieur réalisées dans des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) – métro et RER – ont mis en lumière une pollution particulière spécifique. Les particules sont présentes à des niveaux de concentrations massiques plus élevés à l'intérieur de ces enceintes. L'activité ferroviaire est une source de pollution spécifique, du fait notamment de l'usure du matériel (freins, frottements entre les roues et les rails) et les niveaux de pollution en particules sont conditionnés, entre autres, par le type de matériel roulant, la densité du trafic des trains, la configuration des stations et la performance du système de ventilation. Les particules sont une composante majeure et d'intérêt sanitaire

parmi les polluants de l'air des EFS. La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît cependant bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine. En 2015, l'Anses a publié des travaux d'expertise dressant un état des connaissances toxicologiques et épidémiologiques associées aux polluants des enceintes ferroviaires souterraines (ANSES 2015). Ciblant plus particulièrement les travailleurs exerçant leurs activités au sein de ces enceintes, l'expertise avait conclu à une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, ainsi qu'à des effets délétères attendus sur la santé cardio-respiratoire par analogie avec les risques sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur. Pour d'autres substances également présentes dans ce type d'enceintes, il n'avait pas été identifié de risque¹ ou bien les risques n'avaient pu être évalués faute de données disponibles² (données d'exposition notamment). Ces travaux ne concernaient cependant pas les usagers du transport en EFS.

En ce qui concerne les valeurs de concentration à ne pas dépasser dans l'air de ces enceintes pour la protection de la santé des voyageurs, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) avait émis au début des années 2000 différents avis sur la pollution des EFS (CSHPF 2006). Pour élaborer ces valeurs, il avait proposé notamment de s'appuyer sur une contribution maximale de la fréquentation de ces enceintes à l'exposition personnelle tolérable par référence à la valeur limite journalière réglementaire alors en vigueur pour l'air ambiant (directive européenne 1999/30/CE). Ces valeurs n'ont pas fait l'objet de mise à jour depuis.

Depuis 2013, le gouvernement met en œuvre un plan d'actions pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur, intégré au plan national santé environnement depuis sa 3^{ème} édition, qui prévoit notamment l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les EFS. Dans ce cadre, l'INERIS a produit un guide fournissant des recommandations pour la réalisation de mesures harmonisées de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines (INERIS 2020). L'expérimentation du protocole dans différentes stations du territoire national s'est tenue courant 2019.

En complément de cette action, la DGS, la DGTIM et la DGPR ont saisi l'Anses le 30 août 2019 afin d'évaluer la pertinence et la faisabilité d'établir une ou des valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI) spécifique(s) à l'exposition des usagers dans le EFS, et d'élaborer de telles valeurs le cas échéant.

1.2. Objet de la saisine

Dans la continuité des travaux d'expertise menés par l'Anses en 2015, la DGS, la DGITM et la DGPR ont demandé à l'Anses :

- *« dans un premier temps une mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de la précédente expertise et notamment celles concernant les données toxicologiques, épidémiologiques et d'exposition par inhalation ;*
- *dans un second temps et dans l'hypothèse où les résultats de cette première étape le permettaient :*

¹ Risques négligeables pour antimoine, arsenic, baryum, chrome, cuivre, étain, fer, manganèse, molybdène, nickel, plomb et zinc.

² Risques non évalués faute de données disponibles (toxicologiques ou d'exposition) pour carbone élémentaire, carbone organique, strontium, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), fibres (amiante, minérales artificielles) et silice cristalline.

- *d'élaborer une ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS,*
- *de réaliser une évaluation des risques sanitaires associés à l'exposition par inhalation des usagers, en distinguant éventuellement différentes catégories de populations. »*

Cette saisine a été présentée au Comité d'Experts Spécialisé « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES « Air ») le 8 octobre 2019, en présence de représentants des ministères commanditaires afin de pouvoir échanger sur les motivations et objectifs de la demande. Considérant les échanges qui se sont tenus en séance de CES avec les représentants des ministères, les objectifs ont été reformulés et précisés comme suit dans le contrat d'expertise :

1/ dans un premier temps il était attendu :

1/a une mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de la précédente expertise de l'Anses (ANSES 2015) concernant les données toxicologiques et épidémiologiques,

1/b la recherche et l'analyse d'éventuelles valeurs (références sanitaires ou valeurs de gestion) relatives aux EFS proposées à l'étranger,

1/c l'expertise des valeurs proposées par le CSHPF.

Ces 3 étapes de travail devaient permettre de déterminer la pertinence et la faisabilité d'élaborer une ou plusieurs VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS. En cas d'infaisabilité, l'opportunité de recommander des indicateurs de gestion serait étudiée.

2/ dans un second temps et dans l'hypothèse où les résultats de la première partie le permettaient, il était attendu :

2/a. d'élaborer une ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS,

2/b. de réaliser une évaluation des risques sanitaires (ERS) associés à l'exposition par inhalation des usagers, en distinguant éventuellement différentes catégories de populations ; ce dernier axe de travail étant à réaliser sous réserve de la pertinence qui serait à évaluer en fonction des objectifs de l'ERS à préciser par les commanditaires de la saisine.

Le présent avis, accompagné de son rapport d'expertise collective, concerne le point 1/ décrit ci-dessus conformément au contrat d'expertise convenu avec les commanditaires de la saisine. Il statue ainsi sur la faisabilité d'élaborer une ou plusieurs VGAI, préalable nécessaire avant d'envisager leur élaboration et l'ERS demandée, et recommande des indicateurs de gestion de la qualité de l'air dans les EFS.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'Anses a confié au Comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » l'instruction de cette saisine et un groupe de travail (GT) a été créé pour mener les travaux d'expertise. Le GT s'est réuni treize fois de janvier 2020 à décembre 2021. Les travaux du GT ont été interrompus et mis en arrêt d'horloge de décembre 2020 à septembre 2021, dans l'attente de la parution des nouvelles valeurs guides de qualité de l'air ambiant de l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

La réalisation des travaux s'est également appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques, ainsi que sur une consultation internationale menée conjointement avec la Direction des affaires européennes et internationale visant à identifier les valeurs (références sanitaires ou valeurs de gestion) relatives à la qualité de l'air des EFS proposées à l'étranger.

Les travaux d'expertise ont été soumis au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques : 9 présentations suivies de discussions se sont tenues d'octobre 2019 à mars 2022. Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des orientations, observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Les travaux ont été adoptés par le CES Air réuni le 28 mars 2022.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

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 de l'Anses (www.anses.fr).

La méthode mise en œuvre pour instruire la saisine est résumée dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Résumé de la méthode d'instruction de la saisine

Objectifs	Méthode
<p>Mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de la précédente expertise de l'Anses (ANSES 2015) concernant les données toxicologiques et épidémiologiques</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Mise à jour de la revue de la littérature toxicologique et épidémiologique publiée en 2015 au moyen de requêtes sur les moteurs de recherche Pubmed® et Scopus® avec l'inclusion des études publiées entre janvier 2014 et juin 2020. Une veille sur titre et abstract des études publiées entre juin 2020 et février 2022 a été réalisée afin de s'assurer que les nouvelles études non incluses ne modifiaient pas les conclusions de cette mise à jour. • Demande auprès de la RATP de données issues d'études éventuellement réalisées depuis 2014 et concernant les effets sur la santé de l'exposition des usagers ou des travailleurs à la pollution de l'air dans les réseaux des EFS accessibles aux usagers (stations, rames, couloirs, etc.)
<p>Recherche et analyse d'éventuelles valeurs (références sanitaires ou valeurs de gestion) relatives aux EFS proposées à l'étranger</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Recherches à partir : <ul style="list-style-type: none"> - des informations déjà recensées dans la précédente expertise (ANSES 2015), - de la recherche bibliographique récente sur les moteurs de recherche Pubmed® et Scopus®, - d'une consultation internationale menée en avril-mai 2020 par l'Anses couvrant l'Europe, l'Amérique du Nord, l'Asie et l'Australie
<p>Expertise des valeurs proposées par le CSHPF en 2001</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse de la méthodologie de calcul proposée par le CSHPF • Identification des améliorations à apporter au calcul • Demande et/ou recueil de données utiles et nécessaires à l'actualisation du calcul auprès de différents acteurs :
<p>Etude de l'opportunité de recommander des indicateurs de gestion</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Keolis Rennes, OMNIL³, RATP⁴, SNCF⁵ et Tisseo Toulouse pour documenter la durée journalière de fréquentation des réseaux d'EFS ; - L'INERIS⁶/LCSQA⁷ et certaines AASQA⁸ pour documenter les niveaux de concentration extérieure en PM₁₀, PM_{2,5} et NO₂ sur les 3 dernières années 2017, 2018, 2019 ; - L'OQAI⁹ pour documenter les niveaux de concentration en PM₁₀ et PM_{2,5} au sein des logements et bureaux français ; - L'INSEE¹⁰ pour documenter la durée journalière de travail en France. <ul style="list-style-type: none"> • Traitement des données collectées

³ Observatoire de la mobilité en Île-de-France

⁴ Régie autonome des transports parisiens

⁵ Société nationale des chemins de fer français

⁶ Institut national de l'environnement industriel et des risques

⁷ Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

⁸ Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air

⁹ Observatoire de la qualité de l'air intérieur

¹⁰ Institut national de la statistique et des études économiques

3. ANALYSE, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU CES

3.1. Analyse du CES

Au vu des travaux d'expertise collective conduit en 2015, les présents travaux se sont essentiellement concentrés sur la problématique de la pollution particulaire dans les EFS.

3.1.1. Les réseaux d'EFS en France et la pollution de l'air ambiant des EFS

Les « *enceintes ferroviaires souterraines* » (EFS) sont définies pour cette expertise comme « *l'ensemble des espaces couverts situés en dessous du niveau du sol, connectés à une voie de transport ferroviaire souterraine, et fréquentés par les usagers du transport ferroviaire en souterrain* ». Cette définition inclut les stations, les gares, les couloirs, les rames et les locaux commerciaux.

Les principales EFS françaises sont constituées des réseaux de métro et RER situés dans 6 agglomérations urbaines : Paris et sa banlieue qui est de loin le réseau le plus important (624 stations et 331 km de linéaires métro et RER sur le réseau RATP), Marseille, Lyon, Lille, Toulouse et Rennes. De façon plus anecdotique, la ville de Rouen dispose d'un réseau de tramway circulant en partie en souterrain, de très petite taille au regard des autres EFS (5 stations et 1,7 km de linéaires en souterrain) (Anses, 2015).

La fréquentation des EFS, qui représente environ 5 millions de voyageurs par jour pour le réseau francilien (un des réseaux les plus fréquentés au monde), est en constante augmentation (+36 % de voyageurs.kilomètres entre 2000 et 2019 pour les métros en Ile-de-France) (OMNIL 2019). Dans cette région, la durée des déplacements en EFS sur le réseau ferré RATP est estimée à 36 minutes par jour en moyenne et peut atteindre plus de 1h40 par jour (RATP 2021). A noter que ces données sont antérieures à la pandémie de Covid-19 et n'incluent donc pas les changements ultérieurs de comportements de déplacements. Après 2030, l'Ile-de-France devrait compter 68 stations supplémentaires construites dans le cadre du projet du Grand Paris et 200 km de lignes supplémentaires, essentiellement en souterrain (SGP 2020).

Depuis le début des années 2000, les mesures de la qualité de l'air dans des EFS en France ont mis en évidence des concentrations massiques en particules (PM₁₀, PM_{2,5}) très supérieures à celles mesurées à l'extérieur en fond urbain (facteur 3 en moyenne), et à proximité du trafic routier. La composition physico-chimique des aérosols des EFS est cependant différente de celle de l'air extérieur urbain, avec une teneur élevée en éléments métalliques dont le fer qui en est un constituant majeur, et en carbone élémentaire et organique. Ces aérosols sont par ailleurs composés de particules plus grosses, plus denses et de formes plus variables (en écaille, ellipsoïdales, semi-sphériques ou sphériques) par rapport à l'air extérieur.

D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées en fond urbain, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène. L'exposition aux fibres d'amiante, aux fibres minérales artificielles et à la silice cristalline n'avait pas pu être précisément évaluée par l'Agence (Anses, 2015). De même, l'air des EFS comporte des bioaérosols comprenant des champignons, des virus et des bactéries, mais qui n'ont pas fait l'objet d'une évaluation approfondie par l'Agence.

D'après les données disponibles, la pollution la mieux caractérisée et entraînant la plus importante surexposition journalière est celle mesurée par la concentration massique de particules en suspension (PM₁₀, PM_{2,5}) (Anses, 2015). Dans l'air des EFS, les concentrations en PM₁₀ sont bien corrélées avec les concentrations en PM_{2,5} mais les niveaux de concentration sont variables selon le réseau ferroviaire, la station ou la ligne considérée. Sur le quai, ils sont corrélés au trafic des rames de transport des usagers. Ces concentrations diminuent avec l'éloignement du quai.

Sur la période entre 2013 et 2019, l'évolution des concentrations en particules mesurées sur le quai de trois stations du réseau permanent francilien SQUALES¹¹, est disparate en fonction des stations (cf. figure en annexe 1). Sur la station FD Roosevelt (ligne 1), les niveaux sur 2016-2019 sont plus élevés que ceux sur 2013-2015. La très nette corrélation entre les concentrations horaires de particules (PM₁₀ ou PM_{2,5}) et de CO₂ observée sur chacune des trois stations confirme l'influence du confinement de l'air sur l'augmentation des concentrations en particules dans les stations.

Plus généralement, plusieurs paramètres influencent le niveau de pollution en particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) incluant : le type de matériel roulant, la fréquence du trafic des rames, la fréquentation humaine, le renouvellement de l'air de la station (ventilation), la profondeur de la station, la qualité de l'air extérieur, la mise en place de portes palières, les travaux d'entretien et de génie civil, et la présence la nuit, en dehors des heures d'exploitation, de chantiers de rénovation (maintenance et renouvellement des voies, etc.).

Les principales sources associées à l'élévation des niveaux de concentration en particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) dans les EFS sont l'usure des matériaux due au freinage des rames et aux contacts entre le matériel roulant et la voie ferrée, et la remise en suspension du fait de la circulation des rames.

¹¹ Le réseau de surveillance de la qualité de l'air dénommé SQUALES a débuté en 1997 et comporte actuellement cinq sites de mesures :

- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Châtelet sur le quai de la ligne de métro n°4.** La mesure de particules est réalisée en PM₁₀ depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris suivant un axe Nord-Sud.
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Franklin D. Roosevelt sur le quai de la ligne de métro n°1.** La mesure de particules est réalisée en PM₁₀ depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris d'Est en Ouest.
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Auber sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ depuis 2005 et en PM_{2,5} depuis fin 2008. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012).
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Châtelet sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ depuis janvier 2022. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012).
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Nation sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ et en PM_{2,5} depuis janvier 2022. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012).

Les mesures de particules sont effectuées à l'aide de préleveurs TEOM sans FDMS installés sur le quai des stations concernées. Les données sont enregistrées sous la forme de données quart-horaires. La température et l'humidité sont également mesurées.

A l'échelle mondiale, la revue de Zhang *et al.* (2019) a rapporté un niveau moyen de concentration en PM₁₀ dans les EFS sur le continent européen plus élevé que sur le continent asiatique, ce qui pourrait être lié aux systèmes de métros souterrains plus anciens, à l'usure mécanique, à l'érosion et l'empoussièrément des tunnels et aux faibles espacements entre les stations en Europe. En Asie, les systèmes de métros et de contrôle de la qualité de l'air dans ces enceintes sont relativement récents. Sur le continent américain, les données collectées étaient trop peu nombreuses pour en tirer une conclusion.

3.1.2. Toxicité des particules de l'air des EFS

Considérant la mise à jour de la revue de la littérature réalisée dans le cadre de l'expertise publiée en 2015, 9 nouvelles études toxicologiques (8 études *in vitro* et 1 étude *in vivo*) ont été identifiées. Ces nouvelles études confirment le potentiel oxydant des particules d'EFS qui peut être plus élevé que celui des particules urbaines, mais pas systématiquement. Certaines nouvelles études n'identifient pas le fer comme seul contributeur, et impliquent d'autres métaux comme le cuivre.

Au total, l'ensemble des études sur la toxicité des particules des EFS représente dix-huit études *in vitro* et trois études *in vivo*. La toxicité des particules des EFS reste peu documentée et les études existantes portent uniquement sur des effets à court terme. Les conclusions qui étaient formulées en 2015 sont modifiées à la marge et indiquent au final pour les particules des EFS :

- un potentiel oxydant intrinsèque élevé et supérieur ou égal à celui des particules urbaines, en condition acellulaire ;
- une capacité à induire un stress oxydant parfois plus élevé dans les cellules exposées que celui induit par les particules urbaines ;
- une cytotoxicité plus marquée que celle des particules urbaines ou issues de processus abrasifs ;
- une génotoxicité plus marquée que celle des particules issues de combustion ou de processus d'usure de pneus ;
- un effet pro-inflammatoire *in vitro* moins important que celui des particules urbaines ;
- une capacité à induire une inflammation transitoire des poumons chez la souris révélée par une étude française et qui s'observe dans une moindre mesure pour un modèle de particules diesel de référence. L'inflammation est persistante et non associée à de la fibrose dans le cas d'une étude anglaise réalisée à très forte dose.

Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives des fractions soluble et non soluble restent à préciser. Néanmoins de nouvelles études n'identifient pas le fer comme seul contributeur mais également d'autres métaux comme le cuivre. Quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique, dans le stress oxydant induit par les particules.

Ces études présentent des faiblesses pouvant limiter la portée de leurs conclusions : peu d'informations sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les particules ont été prélevées, sur les modalités et conditions de prélèvement des particules et sur leurs caractéristiques physico-chimiques, notamment en termes de spéciation chimique. La représentativité des doses de particules et/ou d'extraits organiques utilisés était rarement argumentée. Enfin, la vérification de l'état de viabilité des cellules pour lesquelles était étudiée la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) ou de cytokines n'était pas systématiquement réalisée. Il est à rappeler également que les données disponibles sur la toxicité des particules des EFS concernent uniquement des effets à court terme. La toxicité à long terme de ces particules n'est, en l'état actuel des connaissances, pas documentée.

3.1.3. Effets sanitaires associés à la pollution de l'air des EFS

Considérant la mise à jour de la revue de la littérature réalisée dans le cadre de l'expertise publiée en 2015, 5 nouvelles études épidémiologiques ont été identifiées. Ces nouvelles études renforcent la suggestion d'un effet de la pollution de l'air des EFS sur le stress oxydant systémique et apportent une nouvelle suggestion d'effets sur la fonction cardiaque autonome.

Au total, 13 études épidémiologiques (24 publications ou rapports) sont identifiées. Ce *corpus* comprend 3 études de cohorte chez des travailleurs dont 1 sur le réseau francilien (6 publications ou rapports), 1 étude cas-témoin chez des travailleurs (1 publication), 3 études quasi-expérimentales avec un scénario d'exposition usager du métro (11 publications), 1 étude de panel chez des étudiants utilisant le métro (1 publication) et 5 études transversales exposés-non exposés chez des travailleurs (5 publications/rapports) dont 2 sur le réseau francilien. Ce *corpus* reste très limité pour en tirer des conclusions et aucune étude sur un réseau français n'a été publiée dans une revue à comité de lecture au moment de l'écriture du présent avis. Finalement, les conclusions qui étaient formulées en 2015 sont modifiées à la marge. Les résultats épidémiologiques disponibles :

- ne mettent pas en évidence :
 - de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ;
 - de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ;
 - d'effets néfastes à très court terme sur la santé respiratoire (incluant la fonction ventilatoire) et cardiovasculaire ;
- suggèrent la possibilité :
 - d'effets sur la fonction cardiaque autonome ;
 - d'inflammation et de stress oxydant systémiques ;
 - d'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques ;
- ne permettent pas de statuer sur les effets à long terme ni sur les effets cumulés avec les (autres) expositions professionnelles.

Au final, ce *corpus* d'études reste assez peu informatif pour évaluer les risques liés à l'exposition des usagers ou des travailleurs à la pollution de l'air ambiant des EFS.

Compte tenu des indications essentiellement suggestives d'effets au niveau cardiorespiratoire d'après les données toxicologiques et épidémiologiques disponibles, les manques d'études concernent en priorité les effets de la pollution de l'air d'EFS sur la morbidité cardiorespiratoire. Ce manque de connaissance porte notamment sur des pathologies reliées à l'inflammation des voies respiratoires (ex : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive ou BPCO) et sur des maladies associées à l'inflammation systémique, au stress oxydant systémique et à la fonction cardiaque autonome (ex : pathologies cardiaques ischémiques, insuffisance cardiaque, hypertension artérielle). Ces manques portent aussi sur l'impact sur des populations sensibles telles que des individus avec une pathologie cardiovasculaire ou respiratoire ou des antécédents, des individus âgés et des enfants. Les résultats d'une étude en cours sont attendus pour venir documenter les relations entre l'exposition professionnelle aux particules de l'air des enceintes ferroviaires, divers marqueurs biologiques de stress oxydant, de stress nitrosant et d'inflammation, et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO) et d'autres pathologies respiratoires et allergiques (Hemmendinger *et al.* 2021, Guseva Canu, Crézé, *et al.* 2021, Guseva Canu, Hemmendinger, *et al.* 2021).

3.1.4. Etat des lieux des valeurs de référence existantes utilisées pour le suivi de la qualité de l'air ambiant des EFS au niveau international

Des valeurs guides de la qualité de l'air ambiant dans les EFS ou des indices de qualité de l'air appliqués aux EFS ont été proposés en France (valeurs de gestion de la qualité de l'air en EFS recommandées par le CSHPF en 2001), en Espagne et en Corée du Sud (liste des valeurs en annexe 2). Pour les PM_{10} , elles varient de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 24 h à $455 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une fréquentation journalière de 1h30, et pour les $PM_{2,5}$ de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 24 h.

Toutes ces valeurs sont issues plus ou moins directement des normes de qualité de l'air ambiant (extérieur) : WHO IT & AQG, NAASQ/US EPA, AQI/US EPA ou CLim¹². Les seuils utilisés dans la construction des indices coréens « *Comprehensive indoor air quality index* » (CIAI) et des autres indices dérivés (CCIAI, CIAT et CCIAT¹³) sont établis à partir de normes de qualité de l'air ambiant extérieur établis cependant pour des concentrations moyennes 24h.

Les normes de qualité de l'air ambiant (extérieur) pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$, telles que les WHO IT & AQG et les NAAQS/US EPA, et les valeurs limites d'exposition professionnelles pour les « *poussières sans effet spécifique* », évoquées par certaines parties consultées, ne sont pas des référentiels spécifiques et directement adaptés à l'exposition à la pollution de l'air ambiant des EFS.

Des valeurs limites réglementaires dans l'air intérieur des établissements recevant du public, incluant les EFS, ont été fixées en Corée du Sud ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$, pas de temps non spécifié dans la documentation disponible) et à Taïwan ($75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} et $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ en moyenne sur 24h).

3.1.5. Analyse des valeurs de référence spécifiques aux EFS proposées en France par le CSHPF en 2001

Le CSHPF a jugé en 2001 « *qu'il est possible et souhaitable de déterminer, dans les enceintes ferroviaires souterraines, des valeurs de référence de qualité de l'air qui permettent de guider l'action des exploitants, dans le but d'assurer la protection de la santé de l'ensemble des usagers, y compris des plus sensibles d'entre eux* » (CSHPF 2001).

Ces valeurs portent sur « *les teneurs massiques de PM_{10} mesurées par méthode gravimétrique ou par toute autre méthode équivalente afin d'apprécier les concentrations de PM_{10} auxquelles sont exposés les usagers, tant au cours de leurs trajets que de leurs passages dans les couloirs et sur les quais. [...] Elles sont exprimées sur un pas de temps horaire, tout en s'appuyant sur la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE. [...] La démarche de construction des valeurs est basée sur la notion d'exposition cumulée des usagers qui pondère les teneurs atmosphériques particulières subies dans les différents environnements fréquentés, par le temps passé dans ces environnements au cours d'une journée. [...] Les expositions professionnelles n'entrent pas dans le champ d'application de ces valeurs.* »

¹² WHO IT & AQG : valeurs guides et valeurs cibles intermédiaires de l'OMS ; NAAQS/US EPA : standards de qualité de l'air ambiant de l'US EPA ; AQI/US EPA : indice de qualité de l'air ambiant de l'US EPA ; CLim : Valeurs limites de polluants atmosphériques fixées par la réglementation française.

¹³ CCIAI : *cumulative comprehensive indoor air quality index* ; CIAT : *comprehensive indoor air toxicity index* ; CCIAT : *cumulative comprehensive indoor air toxicity index*.

Pour construire ces valeurs, le CSHPF a notamment considéré :

- « que le citoyen ne doit pas être exposé à une concentration de PM_{10} moyennée sur la journée, supérieure à la valeur limite journalière fixée dans l'air ambiant par la directive européenne 1999/30/CE ;
- que le séjour de l'utilisateur dans les enceintes ferroviaires souterraines ne doit pas occasionner pour lui, une surexposition susceptible d'entraîner un dépassement de la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE, même les jours où les concentrations particulières sont élevées dans l'air extérieur ; »

En conséquence, le CSHPF a évalué la contribution maximale de ces enceintes souterraines à l'exposition personnelle qui soit tolérable, par référence à la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE en vigueur à l'époque, en envisageant différents scénarios selon les estimations du temps de fréquentation de l'utilisateur dans ces enceintes et en l'appliquant à la situation francilienne.

« Sachant que la directive européenne autorise pour la période 2000 – 2005, 35 dépassements par an de la valeur $CLim^{14}$, soit environ 10% des jours de l'année, la valeur ambiante C_{ext} choisie correspondra au percentile 90 ($P90_{ext}$) de la distribution des teneurs ambiantes journalières de PM_{10} , [moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières de PM_{10} issues des stations urbaines de fond du réseau francilien de surveillance de la qualité de l'air (AIRPARIF)]. La valeur C_{sout} à préconiser dans les enceintes ferroviaires souterraines doit alors satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{sout} * T_{sout}) + [P90_{ext} * (24 - T_{sout})] < CLim * 24$$

Ces valeurs C_{sout}^{15} ont été établies pour les EFS franciliennes, pour l'année 2001 et l'année 2005, pour quatre scénarios correspondant à quatre durées quotidiennes de séjour dans les EFS (durées variant de 1 heure 30 à 2 heures 15).

Le CSHPF soulignait que « les valeurs résultant de ce mode de calcul étaient susceptibles d'être reconsidérées à la lumière de nouvelles données sur la toxicité des particules, sur les niveaux d'exposition des citoyens, à l'extérieur et dans d'autres micro-environnements, ainsi que sur les durées de trajet dans les enceintes ferroviaires souterraines ». Il précisait en outre que « cette démarche est transposable aux enceintes ferroviaires souterraines autres que franciliennes en prenant en compte les particularités de celles-ci ».

¹⁴ $CLim$: Valeur limite de concentration atmosphérique en PM_{10} fixée par la réglementation française.

¹⁵ C_{sout} : Concentration en EFS. La concentration en PM_{10} doit être inférieure à $455 \mu g/m^3$ pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 1h30, à $397 \mu g/m^3$ pour 1h45, à $347 \mu g/m^3$ pour 2h, et à $311 \mu g/m^3$ pour 2h15.

La méthode de calcul proposée par le CSHPF en 2001 pour la construction de valeurs de gestion spécifiques aux EFS et en lien avec la fréquentation des usagers reste pertinente.

Compte tenu des paramètres de calcul mis en œuvre, il convient néanmoins de considérer certains développements à partir de cette méthode afin de tenir compte de :

- la variation temporelle des concentrations massiques de PM₁₀ dans l'air ambiant extérieur depuis les années 2001 et 2005 utilisées pour le calcul des valeurs ;
- la variation spatiale des concentrations massiques de PM₁₀ dans l'air ambiant extérieur entre les différentes agglomérations urbaines disposant d'un réseau d'EFS en France et le réseau francilien utilisé pour le calcul de ces valeurs ;
- la production depuis 2001 de données d'exposition aux PM₁₀ et PM_{2,5} pour des micro-environnements d'intérêt non inclus dans le calcul des valeurs, en particulier le logement où la population française est exposée durant environ 70 % de la journée en moyenne (OQAI/InVS, 2010) et l'environnement professionnel ;
- des valeurs guides journalières de la qualité de l'air ambiant extérieur recommandées par l'OMS en 2021 pour les PM₁₀ et les PM_{2,5} (OMS 2021), plus protectrices pour la santé humaine, en complément de la valeur limite journalière réglementaire qui avait été la seule considérée par le CSHPF en 2001 pour les PM₁₀.

3.1.6. Faisabilité d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS sur des critères sanitaires et suivant la méthode d'élaboration de l'Anses

Il n'apparaît pas faisable d'élaborer de VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS conformément à la méthodologie de l'Anses (ANSES, 2016) compte tenu :

- de l'absence de valeurs guides de l'air intérieur spécifiques aux EFS proposées par l'OMS, et
- de l'absence de valeur toxicologique de référence (VTR) pour les particules des EFS, et
- du *corpus* d'études épidémiologiques et toxicologiques qui ne permet pas d'identifier un point de départ¹⁶ toxicologique ou épidémiologique en lien avec des effets néfastes sur la santé, afin de dériver une VGAI.

Le CES a donc étudié l'opportunité de définir des indicateurs de gestion à partir des développements évoqués plus haut de la méthode de calcul proposée par le CSHPF. La méthode ainsi développée et les résultats obtenus sont détaillés dans la rapport d'expertise joint au présent avis.

¹⁶ Un point de départ (*point of departure*) toxicologique ou épidémiologique se définit comme une dose ou concentration critique chez l'Homme ou l'animal à partir de laquelle une VGAI peut être dérivée. Cette dose ou concentration critique est obtenue à partir des données disponibles dans les études et correspond à une dose/concentration modélisée pour une réponse fixée (*benchmark dose/concentration* ou BMD/C), à une dose/concentration sans effet observé (*non observed adverse effect level/concentration* ou NOAEL/C), sinon à une dose/concentration avec le plus faible effet observé (*lowest observed adverse effect level/concentration* ou LOAEL/C) (ANSES 2017).

3.2. Conclusions du CES

Le *corpus* d'études épidémiologiques et toxicologiques spécifiques aux particules des EFS est trop limité pour pouvoir tirer des conclusions fermes sur d'éventuels effets sanitaires de l'exposition des usagers à la pollution de l'air des EFS.

Il n'apparaît pas faisable d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS conformément à la méthodologie de l'Anses (ANSES 2016) compte tenu de l'absence de valeurs guides proposées par l'OMS, de l'absence de VTR, et de l'impossibilité d'estimer un point de départ toxicologique ou épidémiologique à partir du *corpus* de connaissances. Cependant ce *corpus* d'études suggère la possibilité d'effets sur la fonction cardiaque autonome, d'inflammation et de stress oxydant systémiques, et d'inflammation des voies respiratoires, en particulier dans des populations sensibles comme les asthmatiques. Aussi, le CES juge qu'il convient de réduire le plus possible les concentrations en particules émises au sein des EFS.

Le recours à des indicateurs de gestion de la qualité de l'air des EFS est un outil permettant de contribuer à limiter cette exposition. Or, les quelques indicateurs de gestion spécifiques à la qualité de l'air des EFS identifiés à l'international sont insuffisamment explicités, ou apparaissent inappropriés essentiellement du point de vue de leur méthode de construction. Aussi, le CES considère que, faute de pouvoir établir une VGAI, la méthode proposée par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) en 2001 pour la construction de valeurs de gestion spécifiques aux EFS en lien avec la fréquentation des usagers reste pertinente. Elle permet en effet de s'assurer que la fréquentation des EFS n'entraîne pas un dépassement des valeurs réglementaires journalières établies pour l'air ambiant extérieur. Les évolutions suivantes ont été apportées à cette méthode dans le cadre de ces travaux :

- la prise en compte des valeurs guides de l'OMS, en complément des valeurs limites réglementaires de qualité de l'air ambiant moins protectrices pour la santé ;
- l'ajout des micro-environnements « logement » et « travail » (« travail en bureau » et « travail en extérieur ») et la suppression du seul micro-environnement « extérieur » dans le calcul de l'exposition personnelle ;
- la prise en compte des réseaux d'EFS en France ne se limitant pas au réseau francilien, mais à l'ensemble des sept réseaux d'EFS présents en France :
 - en intégrant les niveaux de pollution dans l'air ambiant de chacune des sept agglomérations urbaines concernées,
 - en ajoutant deux scénarios correspondant à des durées quotidiennes de fréquentation des EFS par les usagers des transports publics ferroviaires de 30 minutes par jour et de 1 heure par jour,
 - en supprimant deux scénarios proposés par le CSHPF : les durées de 1 heure 45 par jour et 2 heures 15 par jour,
 - et en retenant donc *in fine* 4 scénarios de : 30 minutes par jour, 1 heure par jour, 1 heure 30 par jour et 2 heures par jour, complétés par une analyse de sensibilité.

3.3. Recommandations du CES

Considérant :

- la demande faite à l'Anses d'étudier l'opportunité de recommander des indicateurs de gestion de la qualité de l'air en lien avec l'exposition des usagers du transport ferroviaire dans les EFS, dans le cas où l'élaboration de VGAI ne serait pas possible,
- les conclusions de l'expertise susmentionnées, et notamment :
 - l'absence de possibilité d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS conformément à la méthodologie de l'Anses (ANSES 2016),
 - et un *corpus* de connaissances trop limité pour pouvoir tirer des conclusions fermes sur d'éventuels effets sanitaires de l'exposition des usagers à la pollution de l'air des EFS, mais qui suggère la possibilité d'effets sur la fonction cardiaque autonome, l'inflammation et le stress oxydant systémiques, et l'inflammation des voies respiratoires, et
- la méthode d'élaboration proposée par le CSHPF pour la construction de valeurs de gestion spécifiques aux EFS, et les développements qui ont pu être apportés à cette méthode (méthode de calcul présentée en annexe 3).

Le CES recommande en premier lieu de poursuivre les efforts de réduction des concentrations de particules en suspension dans l'air émises au sein des EFS, en visant des niveaux les plus bas possible.

Ainsi, le CES encourage le développement des mesures contribuant à la réduction des émissions et des niveaux de concentrations, comme le renouvellement des matériels roulants, l'utilisation de systèmes de freinage moins émissifs et l'amélioration de la ventilation.

De plus, les concentrations les plus basses atteignables pouvant être différentes en fonction des infrastructures d'EFS et des matériels roulants, le CES encourage également la réalisation ou la poursuite de travaux ayant pour objectif de dresser un état des lieux dans chaque réseau d'EFS des niveaux atteignables pour réduire l'exposition des usagers.

Le CES recommande *a minima*, en référence au Tableau 2 ci-après :

- **de ne pas dépasser les concentrations en PM_{10} ¹⁷ et $PM_{2,5}$ ¹⁸ dans l'air des EFS calculées à partir des valeurs guides OMS de qualité de l'air ambiant (C_{sout_OMS}),**
- **et à plus forte raison de ne pas dépasser les concentrations en PM_{10} dans l'air des EFS calculées à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM_{10} de l'air ambiant (C_{sout_Lim}),**

La méthode de calcul de ces valeurs est présentée en annexe 3.

¹⁷ Les valeurs $C_{sout_OMS_PM10}$ sont calculées pour les PM_{10} à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM_{10} de l'air ambiant.

¹⁸ Les valeurs $C_{sout_OMS_PM2,5}$ sont calculées pour les $PM_{2,5}$ à partir de $C_{sout_OMS_PM10}$ et d'un ratio moyen des concentrations $PM_{2,5} : PM_{10}$ dans l'air des EFS.

Tableau 2 : Concentrations dans l'air en EFS recommandées *a minima*

Polluant	Durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée	Concentration calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE * (C _{sout_Lim}) (µg.m ⁻³)	Concentration calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS * (C _{sout_OMS}) (µg.m ⁻³)
PM ₁₀	2h/j	260	80
	1h30/j	330	100
	1h/j	480	140
	30min/j	940	250
PM _{2,5}	2h/j	s.o.	50
	1h30/j	s.o.	60
	1h/j	s.o.	80
	30min/j	s.o.	140

*Valeurs calculées en assimilant les particules d'EFS aux particules de l'air ambiant

s.o. : sans objet

Les conditions d'utilisation des concentrations recommandées sont les suivantes :

- Elles doivent être comparées à une concentration PM₁₀ et/ou PM_{2,5} d'exposition personnelle cumulée sur l'ensemble des trajets journaliers¹⁹ (mesures individuelles ou mesures réalisés dans les différents espaces des EFS) ;
- Si de telles données d'exposition sont inexistantes, les concentrations recommandées peuvent être comparées à des données de mesures sur le quai, beaucoup plus nombreuses et disponibles en routine (ex : réseau SQUALES en Ile-de-France) ;
- Elles doivent être comparées à la mesure de concentrations intégrées sur des pas de temps cohérents avec la durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée retenue (2h/j, 1h30/j, 1h/j ou 30min/j), pendant les horaires de circulation des rames, et en incluant *a minima* les horaires de pointes où la fréquentation des usagers et le niveau de pollution particulaire sont maximaux ;
- La durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée à retenir pour ces concentrations correspond à la durée de fréquentation de l'EFS cumulée sur une journée (2h/j, 1h30/j, 1h/j ou 30 min/j) qui est la plus proche de celle maximale pour les usagers d'un réseau donné. Par exemple, pour l'Ile-de-France, il est recommandé d'utiliser ces concentrations pour une durée de 2h/j sachant que la durée estimée d'un déplacement en EFS est supérieure à 50 minutes dans moins de 1% des déplacements et qu'un usager effectue en moyenne deux déplacements par jour ouvrable travaillé de semaine selon les estimations de la RATP (RATP, 2021) ;
- Elles ont vocation à être applicables sur l'ensemble des réseaux d'EFS du territoire national ;

¹⁹ La concentration d'exposition personnelle cumulée sur l'ensemble des trajets journaliers peut être estimée par des mesurages individuels de la concentration en PM₁₀ et/ou PM_{2,5} sur le parcours d'un trajet en EFS, ou par des mesurages à partir de préleveurs statiques dans les différents espaces des EFS. Elle correspond à la moyenne des concentrations estimée sur chaque trajet effectué par un individu sur une journée (C), pondérée par la durée de chaque trajet (D). Par exemple, pour une concentration d'exposition personnelle journalière (C_{expo}) cumulant un trajet le matin et un trajet le soir : $C_{expo} = ((C_{matin} \times D_{matin}) + (C_{soir} \times D_{soir})) / (D_{matin} + D_{soir})$.

- Elles ont vocation à être applicables à l'exposition des usagers du transport public ferroviaire dans les EFS, et non à l'exposition des travailleurs exerçant sur des périodes prolongées et/ou dans des contextes d'exposition différents, et pour lesquels il n'existe pas à l'heure actuelle de valeur limite d'exposition professionnelle spécifique aux particules des EFS ;
- Elles ne peuvent être considérées comme des valeurs en dessous desquelles le risque d'effets néfastes sur la santé est exclu.

Les concentrations recommandées pourront utilement venir appuyer l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les EFS. Elles pourraient en particulier bénéficier au protocole harmonisé de surveillance (INERIS 2020). A l'avenir, ces valeurs devront être mises à jour en fonction de futures valeurs limites réglementaires et de futures valeurs guides et valeurs cibles intermédiaires de l'OMS.

Le CES recommande d'améliorer les connaissances sur :

- l'exposition à la pollution de l'air des EFS par des mesures individuelles sur l'ensemble du trajet réalisé en EFS ou issue de modélisations à partir de mesures réalisés dans les différents espaces des EFS fréquentés par les usagers (quais, couloirs, rames, ...),
- et les effets de la pollution de l'air des EFS sur la santé et notamment sur la morbidité cardio-respiratoire, compte tenu des informations apportées par le *corpus* d'études toxicologiques et épidémiologiques. En ce sens, les résultats attendus de certains programmes de recherche en cours (Hemmendinger *et al.* 2021, Guseva Canu, Crézé, *et al.* 2021, Guseva Canu, Hemmendinger, *et al.* 2021) pourraient prochainement apporter des éléments de réponse.

Le CES rappelle que l'ensemble des recommandations susmentionnées n'exclut pas l'élaboration future d'une VGAI sur des critères sanitaires et suivant la méthode d'élaboration de l'Anses, si l'évolution des connaissances le permet.

Enfin, le CES souligne que la priorité de santé publique concerne la réduction de la pollution de l'air ambiant dans son ensemble. Dans ce contexte, le report modal du transport routier motorisé vers d'autres modes de transport moins polluants dont le transport ferroviaire doit être encouragé. Ce report modal concourt à réduire la pollution de l'air extérieur en réduisant les émissions du trafic routier qui exposent à plusieurs polluants, notamment : les particules fines en nombre, le carbone suie, des gaz comme le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le benzène et le toluène (ANSES 2015).

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

La pollution particulaire de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines (EFS) soulève des questions de santé publique et relève notamment de l'action n°14 du quatrième plan national santé environnement visant à améliorer les connaissances sur la pollution de l'air intérieur dans les EFS au travers d'un renforcement de la surveillance de leur qualité de l'air.

La présente expertise sur l'exposition des usagers des transports ferroviaires souterrains s'inscrit dans la continuité de travaux antérieurs de l'Agence, lesquels ont déjà mis en exergue la nécessité de poursuivre la mise en œuvre de mesures de réduction des expositions aux particules de l'air des EFS.

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » présentées ci-dessus.

Si, en l'état actuel des connaissances disponibles, aucune conclusion ne peut être tirée concernant d'éventuels effets sanitaires liés à l'exposition des usagers à la pollution de l'air des EFS, ces mêmes connaissances suggèrent la possibilité que cette exposition conduise à des effets sur la fonction cardiaque autonome, d'inflammation et de stress oxydant systémiques ainsi que d'inflammation des voies respiratoires, en particulier pour les populations les plus sensibles telles que les personnes asthmatiques. Il apparaît donc nécessaire de travailler à la réduire. L'Agence ajoute que les résultats des récentes études toxicologiques et épidémiologiques relatives aux effets sanitaires des particules présentes dans l'air des EFS, publiées postérieurement aux travaux présentés dans cet avis, ont été examinés, ainsi que ceux d'un rapport d'étude (non revu par les pairs) publié en mars 2022 (Queron *et al.* 2022). Les résultats de ces études ne sont pas de nature à modifier les conclusions de la présente expertise.

Les particules sont un polluant majeur parmi les contaminants de l'air des EFS. Leur origine étant connue, associée en particulier à l'usure des matériaux due au freinage des rames et aux contacts entre le matériel roulant et la voie ferrée, l'agence encourage la poursuite ou mise en œuvre par les opérateurs des réseaux ferroviaires souterrains des dispositions visant à réduire la génération et la concentration de ces particules. L'Agence rappelle des leviers d'action primaires que sont le renouvellement des matériels roulants et l'utilisation de systèmes de freinage moins émissifs en particules. Au-delà, de la limitation des sources d'émission, l'Anses souligne également l'importance de l'amélioration de la ventilation des EFS.

Compte tenu de l'augmentation attendue du trafic passager, tant dans une perspective de poursuite du report modal que d'extension de l'offre de transport en commun par EFS, l'Agence souligne la nécessité de combiner les actions de prévention mentionnées ci-dessus avec une surveillance de la qualité de l'air qui permette d'en suivre l'efficacité et de les adapter. A cet égard, elle note le nombre limité des dispositifs de surveillance existants, compte tenu de la densité de trafic passager et encourage les exploitants à les renforcer.

En effet, la surveillance de l'air des EFS, associée à des indicateurs permettant de situer la qualité de l'air des EFS, constitue un outil indispensable en vue de réduire l'exposition des usagers. L'Agence recommande l'utilisation des indicateurs de la qualité de l'air des EFS proposés dans le cadre de la présente expertise, en les appliquant comme des cibles à atteindre par la combinaison des actions prises. Par ailleurs, différentes durées de fréquentation ont été utilisées pour déterminer des jeux de valeurs, afin de permettre à chaque réseau de déterminer les cibles correspondant aux trajets caractéristiques de leurs usagers.

D'ailleurs, l'Agence précise que ces indicateurs sont destinés à situer l'exposition des usagers des transports publics ferroviaires dans les EFS, et non celle des travailleurs y réalisant leurs activités sur des périodes prolongées et/ou dans des contextes d'exposition différents. En effet, il n'existe pas à l'heure actuelle de valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) spécifique aux particules des EFS. De même, l'Agence souligne également que les valeurs

qu'elle a proposées pour les poussières sans effet spécifiques²⁰ (ANSES 2019) ne sont pas applicables à l'air des EFS, car elles ont des propriétés granulométriques, de surface et toxicologiques différentes des particules dans les EFS.

L'Agence fait néanmoins remarquer que les actions de diminution des concentrations en particules résultant de l'utilisation, en lien avec une surveillance adaptée, des valeurs recommandées dans la présente expertise, contribuent à limiter l'exposition des travailleurs des EFS fréquentant les mêmes espaces que les usagers des EFS (quais, couloirs, rames, ...).

Les indicateurs ainsi proposés pour les PM₁₀ et PM_{2,5} sont construits à partir de paramètres qui peuvent évoluer dans le temps et en fonction des connaissances disponibles (valeurs limites réglementaires, valeurs guides et valeurs cibles intermédiaires de l'OMS, concentrations dans l'air ambiant des agglomérations urbaines, dans le logement et en milieu professionnel). Ils ont vocation à être mis à jour pour tenir compte de ces évolutions.

Plus globalement, l'Agence rappelle et souligne que la priorité de santé publique concerne la réduction de la pollution de l'air ambiant dans son ensemble, et que le report modal du transport routier motorisé vers d'autres modes de transport moins polluants, dont le transport ferroviaire, reste donc à encourager.

Dr Roger Genet

²⁰ PSES : définies comme « des poussières ne présentant pas d'effet autre que ceux résultant des conséquences d'une surcharge pulmonaire, à défaut d'avoir pu démontrer un effet spécifique »

MOTS-CLÉS

Enceinte ferroviaire souterraine, Métropolitain, Métro, Transport urbain, Valeur guide de qualité de l'air intérieur, Particules, Effets sanitaires, Population générale

Subway, Underground, Urban transport, Indoor air quality guideline, Particulate matter, Health effects, General population

BIBLIOGRAPHIE

- ANSES. 2013. "Valeur guide de qualité de l'air intérieur - Dioxyde d'azote." Avis et rapport d'expertise collective. : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-150.
- ANSES. 2015. "Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-361.
- ANSES. 2016. "Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Méthode d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-90.
- ANSES. 2017. "Valeurs toxicologiques de référence - Guide d'élaboration de l'Anses." Maisons-Alfort: Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail ; . 1-186.
- ANSES. 2019. "Valeurs limites d'exposition en milieu professionnel - Les poussières dites sans effet spécifique (effets sanitaires)." Avis et rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort, France: Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-92.
- ANSES. 2022. "Analyse des fractions granulométriques utilisées pour l'évaluation des expositions par inhalation d'aérosols." : Avis et rapport d'expertise collective - à paraître - de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Chen, Ying-Yi, Fung-Chang Sung, Mei-Lien Chen, I. Fang Mao, et Chung-Yen Lu. 2016. Indoor Air Quality in the Metro System in North Taiwan. *Int J Environ Res Public Health* 13 (12). Consulté le 2016/12//. doi:10.3390/ijerph13121200.
- CSHPF. 2001. "Avis relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 3 mai 2001." : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. 1-5.
- CSHPF. 2006. "Avis et rapports du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France relatifs à l'air / pollution atmosphérique." Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapports3?clef=489>.
- CSTB. 2018. "Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur." : Rapport du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) issu de la Convention de recherche et développement ANSES/CSTB 2017-CRD-01; Rapport N°: CSTB/DSC/2017-105b. 269 p.
- CSTB. 2020. "Caractérisation de la qualité de l'air dans 30 immeubles de bureaux : recherche de substances émergentes - Projet POEME " Polluants émergents".": Rapport d'ATMO Nouvelle-Aquitaine, du Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE) de l'Université de La Rochelle et du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB); Rapport N°: CSTB-DSC/2020-103. 85 p.

- CSTB/OQAI. 2006. "Campagne nationale logements : état de la qualité de l'air dans les logements français." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment. 183 p.
- CSTB/OQAI. 2020. Campagne nationale logements : état de la qualité de l'air dans les logements français - données PM10 et PM2,5 en fonction de la saison et du statut fumeur/non fumeur des occupants du logement. : Jeu de données communiqué le 22 juin 2020 par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur à l'Anses.
- DGPR. 2021. "Courrier du 23 août 2021 de la Direction Générale de la Prévention des Risques à l'Anses."
- Guseva Canu, I., C. Crézé, M. Hemmendinger, T. Ben Rayana, S. Besançon, V. Jouannique, A. Debatisse, P. Wild, J. J. Sauvain, G. Suárez, et N. B. Hopf. 2021. "Particle and metal exposure in Parisian subway: Relationship between exposure biomarkers in air, exhaled breath condensate, and urine." *Int J Hyg Environ Health* 237:113837. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113837>.
- Guseva Canu, I., M. Hemmendinger, J. J. Sauvain, G. Suarez, N. B. Hopf, J. A. Pralong, T. Ben Rayana, S. Besançon, K. Sakthithasan, V. Jouannique, et A. Debatisse. 2021. "Respiratory Disease Occupational Biomonitoring Collaborative Project (ROBoCoP): A longitudinal pilot study and implementation research in the Parisian transport company." *J Occup Med Toxicol* 16 (1):22. doi: 10.1186/s12995-021-00312-4.
- Hemmendinger, Maud, Jean-Jacques Sauvain, Nancy B. Hopf, Pascal Wild, Guillaume Suárez, et Irina Guseva Canu. 2021. "Method Validation and Characterization of the Associated Uncertainty for Malondialdehyde Quantification in Exhaled Breath Condensate." *Antioxidants* 10 (11). doi: 10.3390/antiox10111661.
- INERIS. 2020. "Recommandations pour la réalisation de mesures harmonisées de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines." : Institut national de l'environnement industriel et des risques; Contract No.: DRC-19-152419-04847A. 39 p.
- INSEE. 2020. Durée et organisation du temps de travail - Données parues le 2 juillet 2020 à partir de l'enquête Emploi 2019. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4501612?sommaire=4504425>.
- Keolis Rennes. 2021. "Courrier du 19 novembre 2021 de Keolis Rennes à l'Anses."
- Moreno, T., et E. de Miguel. 2018. "Improving air quality in subway systems: An overview." *Environ Pollut* 239:829-831. doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.077.
- Moreno, T., Reche, C., Minguillón, MC., Querol, X., Martins, V., Amato, F., Pérez, N., Bartolí, R., Cabanas, et Martínez M., S., Vasconcelos, C., de Miguel, E., Capdevila, M., Centelles, S., Pellot, M. 2017. "Improving air quality in the subway environment - Technical guide." : Institute for Environmental Assessment and Water Studies (IDÆA). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). 1-48.
- OMNIL. 2019. Trafic annuel et journalier des transports en commun en Ile-de-France. Données de l'Observatoire de la mobilité en Île-de-France d'après Optile, RATP, SNCF disponibles en ligne et consultées le 02/09/20 : <http://www.omnil.fr/spip.php?article119>.
- OMS. 2010. "WHO guidelines for indoor air quality - selected pollutants." Centre européen de l'environnement et de la santé, le bureau régional pour l'Europe, Bonn (Allemagne); Organisation Mondiale de la Santé; Contract No.: ISBN 978 92 890 0213 4. 1-484.
- OMS. 2021. "WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2,5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide." Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO: Organisation Mondiale de la Santé (OMS). 1-267.
- OQAI/INERIS. 2010. "Etude des relations entre les concentrations dans l'air intérieur et extérieur." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques. 84 p.

- OQAI/INVS. 2010. "Description du budget espace-temps et estimation de l'exposition de la population française dans son logement." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et de l'Institut national de Veille Sanitaire. 40 p.
- Queron, J., M. De Mendonça Andrade, O. Le Bihan, G. Lacroix, M. Plumail, G. Uzu, G. Suarez, S. Ngo, A. Delater, S. Fable, L. Meunier, C. Tebby, A. Amara, N. Bonnaire, J.E. Petit, R. Benbekka, V. Gros, et Durif M. 2022. "Caractérisations toxicologiques in vitro, chimiques et physiques de particules prélevées dans l'air d'habitacles de transport en roulage." : Rapport final du projet TOXinTRANSPORT de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). Projet de recherche réalisé par INERIS, SNCF MOBILITÉS / AEF, CNRS / IGE, CNRS / LSCE, UVSQ / DAVID, Unisanté PMU et financé par l'ADEME. 124 p.
- RATP. 2010. "Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005." , Rapport du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens. 1-33.
- RATP. 2013. "Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005." : Données brutes communiquées en 2013 par la Régie autonome des transports parisiens à l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- RATP. 2021. "Mémo - Temps passé en Enceinte Ferroviaire Souterraine sur le réseau ferré RATP : estimation à partir de la base TJRF 2019." : Rapport du Département Études générales, Développement et Territoires, Unité Études générales de la Régie autonome des transports parisiens transmis le 13 novembre 2021 ; . 7p.
- SGP. 2020. "Données du Grand Paris Express." <https://www.societedugrandparis.fr/gpe/carte#donnees>.
- Tisseo. 2021. "Courrier du 6 décembre 2021 de Tisséo Collectivités à l'Anses."
- Zhang, Weiji, Han Zhao, Ang Zhao, Jiaqiao Lin, et Rui Zhou. 2019. "Current Status, Challenges and Resilient Response to Air Pollution in Urban Subway." *Atmosphere* 10 (8). doi: 10.3390/atmos10080472.

CITATION SUGGEREE

Anses. (2022). Avis de l'ANSES relatif à l'état des connaissances sur la toxicité des particules et sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) et à la proposition de concentrations en particules dans l'air des EFS à ne pas dépasser. (saisine 2019-SA-0148). Maisons-Alfort : Anses, 29 p.

ANNEXE 1 : CONCENTRATIONS EN PM₁₀, PM_{2,5} ET CO₂ MESURÉES SUR LES STATIONS DE SURVEILLANCE DU RESEAU SQUALES SUR LA PERIODE 2013-2020

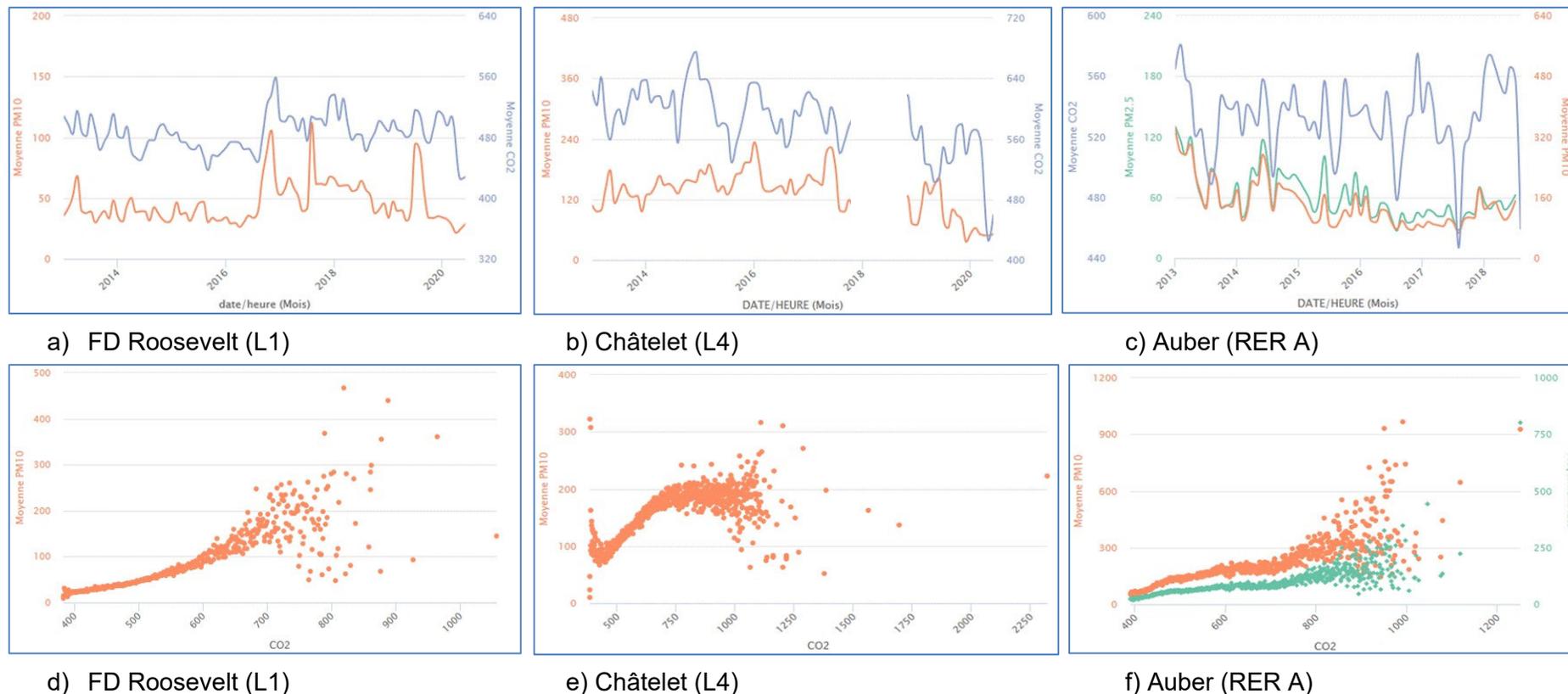


Figure 1 : Concentrations des PM₁₀ (en rouge), PM_{2,5} (en vert) et CO₂ (en bleu), en moyennes mensuelles (en haut) et corrélation entre les concentrations horaires (en bas), sur la période 2013-2020 (réseau SQUALES, analyses réalisées le 18/06/20 avec l'open data RATP : <https://data.ratp.fr/explore/?sort=modified>)

ANNEXE 2 : VALEURS GUIDES DE QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT JOURNALIÈRES OU INFRA-JOURNALIÈRES EXISTANTES POUR LES PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ ET CO₂, SPÉCIFIQUES OU APPLIQUÉES À LA QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT DES EFS, ET VALEURS GUIDES DE QUALITÉ DE L'AIR INTERIEUR

PM₁₀	
Valeur spécifique aux EFS	455 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 1h30 (CSHPF 2001)
Valeur spécifique aux EFS	397 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 1h45 (CSHPF 2001)
Valeur spécifique aux EFS	347 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 2h (CSHPF 2001)
Valeur spécifique aux EFS	311 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 2h15 (CSHPF 2001)
Valeur réglementaire appliquée aux EFS	100 µg/m ³ Indoor Air Quality Management Regulations for Public Facilities citées dans (Zhang <i>et al.</i> 2019)
Valeur réglementaire appliquée aux EFS	75 µg/m ³ en moyenne sur 24h Taiwan Indoor Air Quality Management Act cité dans (Chen <i>et al.</i> 2016)
Valeur appliquée aux EFS	50-450 µg/m ³ en moyenne sur 24h, intervalle des points de rupture des indices CIAI, CCIAI, CIAT et CCIAT (voir tableau 8 du rapport d'expertise pour le calcul des indices)
PM_{2,5}	
Valeur appliquée aux EFS	100 µg/m ³ en moyenne sur 24h (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017)
Valeur appliquée aux EFS	75 µg/m ³ en moyenne sur 24h (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017) (valeur OMS IT-1 air ext)
Valeur appliquée aux EFS	50 µg/m ³ en moyenne sur 24h (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017) (valeur OMS IT-2 air ext)
Valeur réglementaire appliquée aux EFS	50 µg/m ³ Indoor Air Quality Management Regulations for Public Facilities citées dans (Zhang <i>et al.</i> 2019)
Valeur réglementaire appliquée aux EFS	35 µg/m ³ en moyenne sur 24h Taiwan Indoor Air Quality Management Act cité dans (Chen <i>et al.</i> 2016)
Valeur appliquée aux EFS	25 µg/m ³ en moyenne sur 24h (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017) (valeur OMS AQG air ext)
Valeur appliquée aux EFS	15-350 µg/m ³ en moyenne sur 24h, intervalle des points de rupture des indices CIAI, CCIAI, CIAT et CCIAT (voir tableau 8 du rapport d'expertise pour le calcul des indices)
NO₂	
Valeur de qualité de l'air intérieur	200 µg/m ³ en moyenne horaire (OMS 2010)
Valeur de qualité de l'air intérieur	200 µg/m ³ en moyenne horaire (ANSES 2013)
Valeur appliquée aux EFS	0,03-0,05 ppm en moyenne sur 24h, intervalle des points de rupture des indices CIAI, CCIAI, CIAT et CCIAT (voir tableau 8 du rapport d'expertise pour le calcul des indices)
CO₂	
Valeur réglementaire de qualité de l'air intérieur	1000 ppm pour les bâtiments non résidentiels, dans des conditions normales d'occupation. Titre III des Règlements sanitaires départementaux (RSD)
Valeur de qualité de l'air intérieur	>1000 ppm (ou par défaut 1200 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « basse » NF ISO 16814 Norme EN 15251
Valeur de qualité de l'air intérieur	600-1000 ppm (ou par défaut 800 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « modérée » NF ISO 16814 Norme EN 15251
Valeur de qualité de l'air intérieur	400-600 ppm (ou par défaut 500 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « moyenne » NF ISO 16814 Norme EN 15251
Valeur de qualité de l'air intérieur	≤ 400 ppm (ou par défaut 350 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « excellente » NF ISO 16814 Norme EN 15251
Valeur appliquée aux EFS	500-3000 ppm en moyenne sur 24h, intervalle des points de rupture des indices CIAI, CCIAI, CIAT et CCIAT (voir tableau 8 du rapport d'expertise)

ANNEXE 3 : CALCUL DES CONCENTRATIONS RECOMMANDÉES DANS L'AIR DES ENCEINTES FERROVIAIRES SOUTERRAINES

La méthode de calcul des concentrations recommandées en enceintes ferroviaires souterraines dans la présente expertise suit celle utilisée par le CSHPF et y intègre des évolutions mentionnées en p.12 du présent avis.

1) Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM₁₀ à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM₁₀ de l'air ambiant (C_{sout_Lim_PM10})

La valeur de C_{sout_Lim_PM10} doit satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{\text{sout_Lim_PM10}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{travail_PM10}} \times T_{\text{travail}}) + (C_{\text{log_PM10}} \times T_{\text{log}}) < C_{\text{lim_PM10}} \times 24$$

où :

C_{sout_Lim_PM10} : concentration dans l'air des EFS établie à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM₁₀ de l'air ambiant **C_{lim_PM10}** (µg/m³)

T_{sout} : durée maximale journalière en EFS (h/j). En fonction du scénario, elle est fixée à 30 minutes, 1 heure, 1 heure 30 ou 2 heures. Ces quatre scénarios visent à fournir quatre repères différents pour le calcul de la C_{sout_Lim_PM10} considérant l'étendue des durées possibles de fréquentation des usagers de transport public ferroviaire d'après les données disponibles sur les réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP et SNCF), de Toulouse et de Rennes (DGPR 2021, Keolis Rennes 2021, RATP 2021, Tisseo 2021). En pratique, il est recommandé de considérer la valeur T_{sout} qui est la plus proche des durées maximales de fréquentation cumulées sur une journée par usager dans le réseau. Par exemple, pour l'Ile-de-France, il est recommandé de retenir T_{sout} = 2 heures sachant que la durée estimée d'un déplacement en EFS est supérieure à 50 minutes dans moins de 1% des déplacements et qu'un usager effectue deux déplacements par jour ouvrable travaillé de semaine (RATP 2021). Une analyse de sensibilité a été réalisée en fixant T_{sout} à 8 heures par jour considérant les données de l'enquête Anses auprès des régions de transport ferroviaire souterrain qui rapporte des durées de travail en EFS variant de 1h/j à 8h/j en fonction des métiers (ANSES 2015).

C_{travail_PM10} : concentration dans le milieu professionnel (µg/m³). Cette concentration est estimée pour deux scénarios : le travail en extérieur et le travail en bureau, puis la concentration la plus forte (c'est-à-dire entraînant une valeur de C_{sout_Lim_PM10} la plus protectrice pour la santé) est retenue pour la suite de la démarche. Pour le travail en extérieur, la concentration correspond au percentile 90 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée²¹], considérant que la directive européenne 2008/50/CE autorise 35 dépassements par an de la valeur journalière **C_{lim_PM10}**, soit environ 10 % des jours de l'année. C_{sout_Lim_PM10} est tout d'abord calculée sur chacun des 7 réseaux d'EFS en France (agglomérations urbaines en Ile-de-France, Lyon, Marseille, Lille, Toulouse, Rennes et Rouen) et pour chacune des 3 dernières années disposant de données validées de concentration dans l'air ambiant extérieur (2016, 2017 et 2018). La valeur de C_{sout_Lim_PM10} la plus faible (c'est-à-dire la plus protectrice pour la santé) est ensuite retenue pour ce scénario de travail en extérieur. Pour le travail en bureau, la

²¹ Liste des stations de surveillance de la qualité de l'air ambiant extérieur en annexe 4

concentration ($7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été calculée à partir de la médiane des concentrations $\text{PM}_{2,5}$ mesurées pendant une semaine d'enquête (4,5 jours en continu dans l'espace de travail) entre septembre 2018 et juin 2019, essentiellement en période chauffée²², dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine (CSTB 2020), multiplié par le ratio des médianes des concentrations $\text{PM}_{10} : \text{PM}_{2,5}$ mesurées sur un échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020) ($\text{PM}_{10} : \text{PM}_{2,5} = 1,6$), soit $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette approche a été retenue en l'absence de mesures en PM_{10} dans les bureaux. La période chauffée a également été retenue pour le scénario de travail en bureau afin d'être cohérent avec le scénario de travail en extérieur et avec le percentile 90 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur qui est associé à la valeur **CLim_PM10**. En effet, la période chauffée correspond aux saisons où sont observées les concentrations ambiantes extérieures les plus fortes. Les données de cette campagne de mesures dans les bureaux (CSTB 2020) ont été retenues en l'absence de données plus représentatives des 7 agglomérations où sont situés les réseaux d'EFS.

T_{travail} : durée moyenne d'une journée de travail (h/j) obtenue à partir des données de l'enquête Emploi INSEE de 2019 (INSEE 2020), soit 7,6 h/j. Cette durée est calculée à partir de la moyenne des durées moyennes d'une journée de travail pour les salariés à temps complets, les salariés à temps partiels et les non-salariés, pondérée par les effectifs des trois catégories de travailleurs.

C_{log_PM10} : concentration dans le logement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspondant à la médiane (P50) des concentrations mesurées dans le séjour de 17 h à 8 h les jours de semaine et 24 h /24 le week-end pendant la semaine d'enquête sur la période 2003-2005 et sur un échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020), soit $27,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (n=133). La période chauffée a été retenue afin d'être cohérent avec les périodes en saisons froides sur lesquelles les concentrations fortes extérieures (moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée – P90 ext) ont été observées, en cohérence aussi donc avec **Clim_PM10** et avec **C_{travail_PM10}**. Les effectifs de cette campagne de mesures, bien que larges, restent insuffisants pour stratifier la concentration dans le logement par agglomération. Une première analyse de sensibilité a été réalisée avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration ($F_{\text{ext}/\text{logement}}$ ²³) pour évaluer la concentration dans le logement, soit $C_{\text{log}} = F_{\text{ext}/\text{logement}} \times P90_{\text{ext}}$, où $F_{\text{ext}/\text{logement}} = 0,45$ (n=19) correspondant au P50 de la distribution des facteurs d'infiltration collectés dans la littérature à l'international (CSTB 2018). En comparaison à l'utilisation de la médiane des concentrations dans le logement, C_{log} calculée à partir du facteur d'infiltration a l'avantage d'être par nature corrélée à la concentration extérieure, elle-même comparable à la valeur limite de la directive 2008/50/CE (**CLim_PM10**). Elle a cependant l'inconvénient de ne pas tenir compte des sources intérieures de pollution du logement et de traiter ainsi le micro-environnement « logement » de manière hétérogène par rapport à celui de l'EFS. En outre, les données sur $F_{\text{ext}/\text{logement}}$ ne sont pas spécifiques à la France et sont basées sur un nombre beaucoup plus faible d'observations.

²² Parmi les 30 immeubles, 25 ont répondu que le chauffage était en fonctionnement pendant la semaine de mesure, 4 qu'il n'était pas en fonctionnement et 1 questionnaire n'a pas été remis.

²³ Le facteur d'infiltration $F_{\text{ext}/\text{logement}}$ est un ratio de concentration int/ext déterminé exclusivement en l'absence de toute source intérieure. Il représente la fraction de concentration extérieure qui pénètre à l'intérieur et qui reste en suspension dans l'air. Il dépend du facteur de pénétration p , du taux de renouvellement d'air et du coefficient de dépôt/sorption sur les surfaces ou par filtration. Il est normalement inférieur ou égal à 1 (CSTB, 2018).

L'utilisation du ratio C_{log} / C_{ext} a été exclue compte tenu de la faible corrélation observée entre C_{log} et C_{ext} qui ne révèle pas de relation linéaire significative entre les concentrations atmosphériques intérieures et extérieures (OQAI/INERIS 2010). Une troisième analyse de sensibilité a été réalisée en n'incluant pas le micro-environnement « logement » (comme dans la méthode du CSHPF). Ces analyses de sensibilité ont été réalisées uniquement sur l'Ile-de-France pour une valeur T_{sout} de 2h/j compte tenu des données sur la durée de fréquentation des EFS disponibles pour cette agglomération et de la représentativité nationale de cette agglomération. L'Ile-de-France représente en effet la très large majorité des usagers de transport public dans les EFS à l'échelle du territoire national.

T_{log} : durée dans le logement (h/j) correspondant à la durée restante sur une journée, soit $T_{log} = 24 - T_{sout} - T_{travail}$, soit 14,4 h/j pour $T_{sout} = 2h$, 14,9 h/j pour $T_{sout} = 1h30$, 15,4 h/j pour $T_{sout} = 1h$ et 15,9 h/j pour $T_{sout} = 30 \text{ min/j}$. Ces valeurs de T_{log} déduites de l'équation utilisée sont cohérentes avec la moyenne observée du temps passé dans le logement en France par la population exerçant une profession, soit 15,18 h/j (OQAI/INVS 2010).

2) Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM₁₀ à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM₁₀ de l'air ambiant ($C_{sout_OMS_PM10}$)

La méthode de calcul de $C_{sout_OMS_PM10}$ suit le même principe que celle utilisée pour $C_{sout_Lim_PM10}$ en considérant la valeur guide journalière de l'OMS (C_{OMS_PM10}) à la place de la valeur limite de la directive européenne 2008/50/CE. La valeur de $C_{sout_OMS_PM10}$ doit ainsi satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{sout_OMS_PM10} \times T_{sout}) + (C_{travail_PM10} \times T_{travail}) + (C_{log_PM10} \times T_{log}) < C_{OMS_PM10} \times 24$$

où :

$C_{sout_OMS_PM10}$: concentration dans l'air des EFS établie à partir de la valeur guide journalière de l'OMS (C_{OMS_PM10}) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

T_{sout} , $T_{travail}$ et T_{log} sont identiques aux éléments décrits au point 1).

$C_{travail_PM10}$ est identique aux éléments décrits au point 1), à l'exception du scénario de travail en extérieur, où la concentration correspond au percentile 99,2 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 99,2 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération], puisque la valeur guide de l'OMS C_{OMS_PM10} autorise environ 3 dépassements par an, soit environ 0,8 % des jours de l'année.

C_{log_PM10} est identique aux éléments décrits au point 1), à l'exception de l'analyse de sensibilité avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration ($F_{ext/logement}$) où $C_{log} = F_{ext/logement} \times P99,2_{ext}$ ($P99,2_{ext}$: moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée).

3) Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM_{2,5} ($C_{sout_OMS_PM2,5}$)

La valeur de $C_{sout_OMS_PM2,5}$ correspond à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) obtenue entre les deux approches développées ci-dessous :

- la valeur $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ établie à partir d'une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS pour les PM_{2,5} de l'air ambiant,
- et la valeur $C_{sout_OMS_PM2,5_B}$ correspondant au produit de $C_{sout_OMS_PM10}$ et du ratio moyen des concentrations PM_{2,5} : PM₁₀ mesurées en EFS.

C_{sout_OMS_PM2,5-A}

Pour les PM_{2,5}, afin d'éviter des valeurs de C_{sout_OMS_PM2,5_A} non applicables avec la méthode de calcul décrite pour C_{sout_OMS_PM10}, c'est-à-dire des valeurs inférieures à la concentration dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) et même négatives (car les concentrations PM_{2,5} mesurées dans les micro-environnements « travail en extérieur » et « logement » dépassent déjà la valeur guide OMS en PM_{2,5}), la valeur guide de l'OMS C_{OMS_PM2,5} a été remplacée dans l'équation par la valeur cible intermédiaire de l'OMS C_{OMS-IT-x_PM2,5} moins contraignante. La valeur C_{OMS-IT-x_PM2,5} la plus ambitieuse (soit C_{OMS-IT-4_PM2,5}, sinon C_{OMS-IT-3_PM2,5}, sinon C_{OMS-IT-2_PM2,5}, sinon C_{OMS-IT-1_PM2,5}) et pour laquelle il est possible d'obtenir une valeur de C_{sout_OMS_PM2,5_A} applicable (c'est-à-dire supérieure à P99,2 ext) sur les réseaux d'EFS présents en France, a alors été retenue pour le calcul :

$$(C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{travail_PM2,5}} \times T_{\text{travail}}) + (C_{\text{log_PM2,5}} \times T_{\text{log}}) < C_{\text{OMS-IT-x_PM2,5}} \times 24$$

où :

T_{sout}, T_{travail} et T_{log} sont identiques aux éléments décrits au point 1).

C_{sout_OMS_PM2,5_A} : concentration dans l'air des EFS établie à partir d'une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS (C_{OMS-IT-x_PM2,5}) (µg/m³)

C_{travail_PM2,5} est identique aux éléments décrits aux points 1) et 2) pour C_{travail_PM10} à l'exception du scénario de travail en extérieur, où la il ne s'agit pas de la valeur guide de l'OMS mais de la valeur cible intermédiaire de l'OMS C_{OMS-IT-x} qui autorise également environ 3 dépassements par an, soit environ 0,8 % des jours de l'année. Pour le travail en bureau, la concentration a été calculée à partir de la médiane des concentrations PM_{2,5} mesurées pendant une semaine d'enquête (4,5 jours en continu dans l'espace de travail) entre septembre 2018 et juin 2019, essentiellement en période chauffée²⁴, dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine (7,9 µg/m³) (CSTB 2020).

C_{log_PM2,5} est identique aux éléments décrits aux points 1) et 2) pour C_{log_PM10} à l'exception de la concentration médiane (P50) des concentrations mesurées dans le séjour de l'échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020) qui est de 16,8 µg/m³ (n=131). Pour l'analyse de sensibilité réalisée avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration (F_{ext/logement}²⁵), F_{ext/logement} = 0,61 (n=132) correspondant au P50 de la distribution des facteurs d'infiltration collectés dans la littérature à l'international (CSTB 2018).

²⁴ Parmi les 30 immeubles, 25 ont répondu que le chauffage était en fonctionnement pendant la semaine de mesure, 4 qu'il n'était pas en fonctionnement et 1 questionnaire n'a pas été remis.

²⁵ Le facteur d'infiltration F_{ext/logement} est un ratio de concentration int/ext déterminé exclusivement en l'absence de toute source intérieure. Il représente la fraction de concentration extérieure qui pénètre à l'intérieur et qui reste en suspension dans l'air. Il dépend du facteur de pénétration p, du taux de renouvellement d'air et du coefficient de dépôt/sorption sur les surfaces ou par filtration. Il est normalement inférieur ou égal à 1 (CSTB 2018).

C_{sout_OMS_PM2,5-B}

Une concentration **C_{sout_OMS_PM2,5-B}** pour les PM_{2,5} dans l'air des EFS, cohérente avec celle recommandée pour les PM₁₀ (**C_{sout_OMS_PM10}**), est également élaborée pour chaque réseau d'EFS. Cette valeur de **C_{sout_OMS_PM2,5-B}** correspond au produit de la valeur de **C_{sout_OMS_PM10}** pour chaque réseau d'EFS et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM_{2,5} : PM₁₀ :

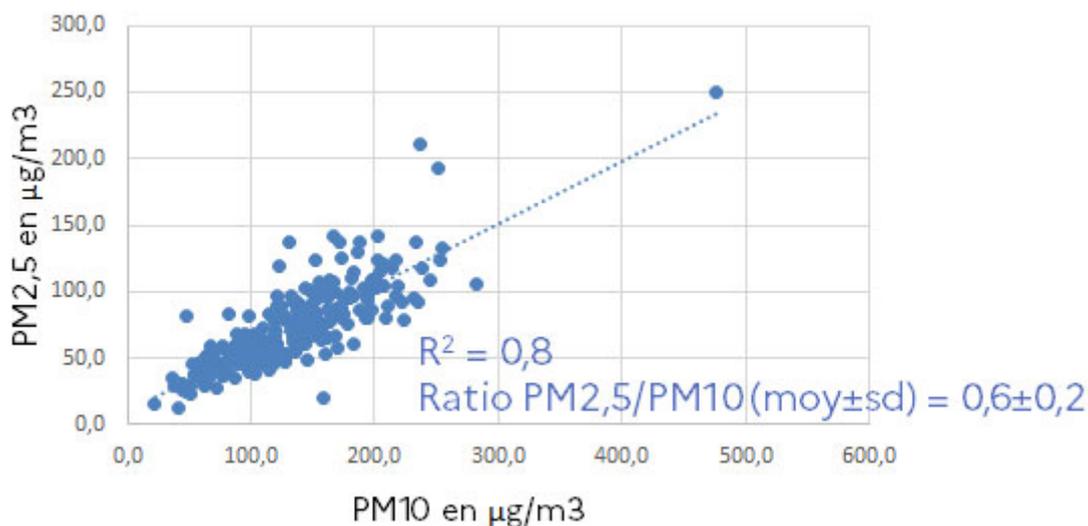
$$C_{sout_OMS_PM2,5_B} = C_{sout_OMS_PM10} \times C_{PM2,5\ EFS} : C_{PM10\ EFS}$$

où :

C_{sout_OMS_PM2,5-B} : concentration dans l'air des EFS correspondant au produit de **C_{sout_OMS_PM10}** et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS **C_{PM2,5 EFS} : C_{PM10 EFS}** (µg/m³)

C_{sout_OMS_PM10} : concentration dans l'air des EFS établie pour les PM₁₀ à partir de la valeur guide journalière de l'OMS (**C_{OMS_PM10}**) (µg/m³) (cf point 2)

C_{PM2,5 EFS} : C_{PM10 EFS} : ratio moyen de la concentration d'exposition en PM_{2,5} sur celle en PM₁₀ calculé à partir des données de l'étude d'exposition de salariés RATP pour quatre métiers exercés dans les EFS (n = 266) : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (RATP 2010, 2013), soit **C_{PM2,5 EFS} : C_{PM10 EFS} = 0,6** (cf Figure 2).



R² : coefficient de détermination de la droite de régression linéaire simple

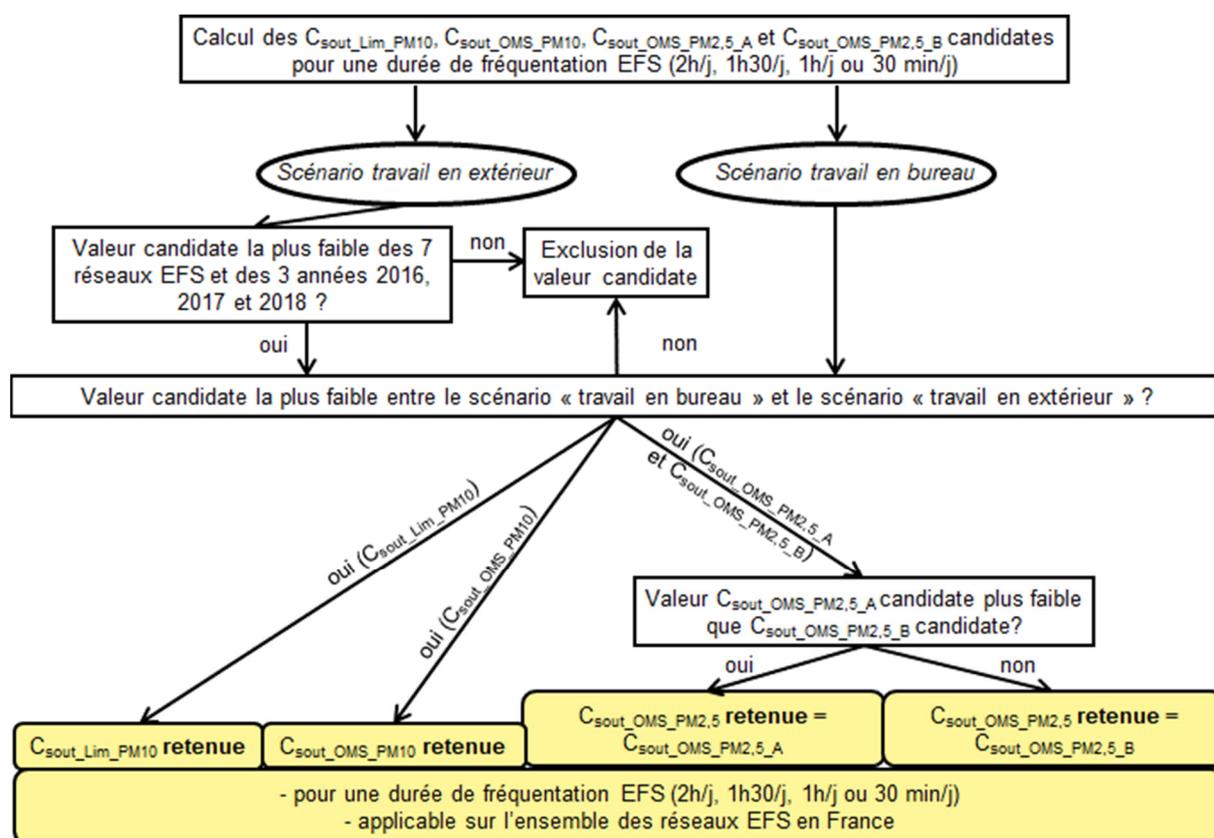
Figure 2 : Concentrations d'exposition PM_{2,5} vs PM₁₀ issues de l'étude d'exposition de salariés RATP pour quatre métiers exercés dans les EFS (n = 266) : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (traitement Anses des données issues de (RATP 2010, 2013))

C_{sout_OMS_PM2,5}

La concentration en EFS établie pour les PM_{2,5} finalement retenue C_{sout_OMS_PM2,5} correspond à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) parmi les valeurs candidates C_{sout_OMS_PM2,5_A} et C_{sout_OMS_PM2,5_B} calculées sur chacun des 7 réseaux d'EFS en France, à appliquer sur l'ensemble de ces réseaux.

4) Synthèse de la démarche

La démarche précédemment décrite est synthétisée dans la figure ci-dessous.



C_{sout_Lim_PM10} : concentration en PM₁₀ dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM₁₀ de l'air ambiant

C_{sout_OMS_PM10} : concentration en PM₁₀ dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM₁₀ de l'air ambiant

C_{sout_OMS_PM2,5_A} : concentration en PM_{2,5} dans l'air des EFS calculée à partir d'une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS pour les PM_{2,5} de l'air ambiant

C_{sout_OMS_PM2,5_B} : concentration en PM_{2,5} dans l'air des EFS calculée à partir du produit de C_{sout_OMS_PM10} et du ratio moyen des concentrations PM_{2,5} : PM₁₀ mesurées en EFS

C_{sout_OMS_PM2,5} : concentration en PM_{2,5} dans l'air des EFS établie à partir de la valeur la plus faible entre celle de C_{sout_OMS_PM2,5_A} et celle de C_{sout_OMS_PM2,5_B}

Figure 3 : Démarche de construction des concentrations recommandées dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines (EFS)

*Etat des connaissances sur la toxicité des particules et sur les effets
sanitaires associés à la pollution de l'air des EFS*

*Recommandation de concentrations en particules dans l'air des EFS à ne pas
dépasser*

Saisine n°2019-SA-0148
« Enceintes ferroviaires souterraines et indicateurs de qualité de l'air »

RAPPORT d'expertise collective

Mai 2022

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

Groupe de travail
**« Valeurs Guides d'Air Intérieur (VGAi) associées à l'exposition des usagers dans
les enceintes ferroviaires souterraines (EFS) »**

Citation suggérée

Anses. (2022). Qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines (EFS). Etat des connaissances sur la toxicité des particules et sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des EFS. Recommandation de concentrations en particules dans l'air des EFS à ne pas dépasser. Rapport de l'Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail (saisine 2019-SA-0148). Maisons-Alfort : Anses, 181 p.

Mots clés

Enceinte ferroviaire souterraine, Métropolitain, Métro, Transport urbain, Valeur guide de qualité de l'air intérieur, Particules, Effets sanitaires, Population générale

Subway, Underground, Urban transport, Indoor air quality guideline, Particulate matter, Health effects, General population

Présentation des intervenants

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

GROUPE DE TRAVAIL

Mme Armelle BAEZA-SQUIBAN – Professeur des universités (Université de Paris) – Spécialités : toxicologie, particules de l'air ambiant.

M. Guillaume GARÇON – Professeur des Universités (Université de Lille) – Spécialités : toxicologie, particules de l'air ambiant.

Mme Isabelle THAON – Maître de conférence des Universités – praticien hospitalier (CHRU de Nancy - Université de Lorraine) – Spécialités : médecine du travail, épidémiologie respiratoire en milieu professionnel (BPCO, asthme).

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux qui font l'objet du présent rapport ont été présentés, discutés et adoptés par le CES suivant aux séances indiquées :

- **CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens »**

Mandat 2017-2020

Présidente

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

Vice-président

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

Membres

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Mandat 2020-2023**Présidente**

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

Vice-président

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

Membres

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

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

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

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

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

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

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

M. Marc DURIF – Coordinateur de la thématique Risques, Sites industriels et Territoire – Direction de la Stratégie - Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, émissions industrielles et anthropiques, caractérisation des expositions, construction de stratégies de surveillances dans l'air dans différents contextes.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

M. Matteo REDAELLI – Chef de projets scientifiques

Consultation internationale

Mme Salma ELREEDY – Directrice assistante des Affaires Européennes et Internationales

Mme Adrienne PITTMAN – Directrice assistante des Affaires Européennes et Internationales

M. Matteo REDAELLI – Chef de projets scientifiques

Secrétariat administratif

Mme Elodie AMORIM

Mme Sophia SADDOKI

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

Aucune

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AUX COLLECTIFS

→ *Mise à disposition de rapports réalisés depuis 2014 et de données relatifs à la qualité de l'air des réseaux ferroviaires souterrains et aux effets sur la santé des expositions professionnelles :*

Régie Autonome des Transports Parisiens (RATP)

→ *Mise à disposition de rapports et données relatifs à la durée de fréquentation des réseaux ferroviaires souterrains par les usagers de transport public :*

Keolis Rennes

Régie Autonome des Transports Parisiens (RATP)

Société nationale des chemins de fer français (SNCF)

Tisseo Toulouse

→ *Mise à disposition de données relatives aux concentrations extérieures de PM10 et PM2,5 :*

AirParif

Air Breizh

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

Atmo Occitanie

Atmo Sud

Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS)

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA)

→ *Mise à disposition de données relatives aux concentrations dans les logements de PM10 et PM2,5 :*

Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI)

→ *Mise à disposition de données relatives à la durée de déplacement aux heures de pointe du matin et du soir par les usagers de transport public sur le réseau ferré souterrain francilien :*

Observatoire de la mobilité en Île-de-France (OMNIL)

SOMMAIRE

Présentation des intervenants.....	3
Sigles et abréviations	11
Liste des tableaux	13
Liste des figures	14
1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....	16
1.1 Contexte.....	16
1.2 Objet de la saisine.....	18
1.3 Modalités de traitement	19
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts	21
2 Les enceintes ferroviaires souterraines et la qualité de l'air ambiant.....	22
2.1 Les enceintes ferroviaires souterraines en France	22
2.2 Pollution de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines	25
2.2.1 Concentration des particules en suspension	25
2.2.2 Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de la pollution de l'air	32
2.2.3 Sources de la pollution de l'air	33
2.2.4 Mesures de réduction de la pollution de l'air et efficacité	34
2.3 Réglementations, valeurs limites et valeurs guides	34
2.3.1 Valeurs spécifiques ou appliquées à la qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines	34
2.3.2 Valeurs de qualité de l'air ambiant.....	40
2.3.3 Valeurs limites d'exposition professionnelle	43
2.4 Echantillonnage et prélèvement des particules en suspension	54
2.4.1 Particules et fractions particulières	54
2.4.2 Méthodes de mesure de la pollution particulaire dans l'environnement.....	55
3 Etat des connaissances sur la toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	58
3.1 Introduction	58
3.2 Revue de la littérature.....	61
3.2.1 Biodisponibilité des composés métalliques	61
3.2.2 Potentiel et stress oxydants <i>in vitro</i>	62
3.2.3 Réponse inflammatoire <i>in vitro</i>	68
3.2.4 Génotoxicité <i>in vitro</i>	70
3.2.5 Réponse inflammatoire, clairance et histologie pulmonaires <i>in vivo</i>	71
3.3 Données françaises	73
3.4 Conclusion.....	76

4	Etat des connaissances sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	82
4.1	Introduction	82
4.2	Revue de la littérature	82
4.2.1	Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines	82
4.2.2	Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines	88
4.3	Données françaises	95
4.3.1	Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines	95
4.3.2	Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines	101
4.4	Conclusion.....	101
5	Pertinence et faisabilité d'élaboration de VGAI pour les EFS.....	114
6	Valeurs spécifiques aux EFS recommandées par le CSHPF en 2001	116
6.1	Objectif et méthode d'élaboration des valeurs	116
6.2	Rappel des valeurs.....	117
7	Mise à jour des valeurs recommandées par le CSHPF.....	119
7.1	Objectifs et méthodes	119
7.1.1	Objectifs	119
7.1.2	Méthodes	120
7.2	Résultats.....	127
7.2.1	Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM ₁₀ à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM ₁₀ de l'air ambiant ($C_{sout_Lim_PM10}$)	127
7.2.2	Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM ₁₀ et PM _{2,5} à partir de la valeur guide journalière de l'OMS ($C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$)	128
7.3	Limites et incertitudes	131
7.4	Comparaisons succinctes de C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} aux concentrations mesurées dans les EFS.....	137
8	Conclusions et recommandations	139
8.1	Conclusions.....	139
8.2	Recommandations	143
9	Bibliographie.....	145
	Annexe 1 : Lettre de saisine	154
	Annexe 2 : Présentation des positions divergentes	156
	Annexe 3 : Consultation internationale pour l'identification de valeurs de référence spécifiques à la qualité de l'air ambiant dans les enceintes ferroviaires souterraines (métros, RER).....	157

Annexe 4 : Stations urbaines de fond de mesure de la qualité de l'air ambiant extérieur	159
Annexe 5 : Résumé de l'étude d'évaluation de l'exposition de conducteurs (métro et RER), agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle (RATP 2010a, 2013a).....	161
Annexe 6 : Etapes intermédiaires de détermination des concentrations recommandées dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines ($C_{\text{sout_Lim_PM10}}$, $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$)	166

Sigles et abréviations

AASQA : association agréée de surveillance de la qualité de l'air

AC : agents de contrôle

ACGIH : American Conference of Industrial Hygienists

AEF : Agence d'Essai Ferroviaire

AFSSET : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

AM : agents et responsables de manœuvre et de départ des trains

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

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BC : carbone suie (« black carbon »)

BMD : Benchmark Dose

BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes

C : conducteurs de rame métro ou RER

CB : noir de carbone

CDT : centres de dépannage des trains

CES : Comité d'experts spécialisé

CHSCT : Comités d'hygiène et de sécurité des conditions de travail

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

COVs : composés organiques volatils

CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

DECOS : Dutch Expert Committee on Occupational Standards

DEP : particule diesel

DNEL : derived no-effect level

DTT : dithiothréitol

EC : carbone élémentaire

ECHA : Agence européenne des produits chimiques (« European Chemicals Agency »)

EFS : enceintes ferroviaires souterraines

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ERI : excès de risque individuel

ERO : espèces réactives de l'oxygène

ERS : Evaluation des Risques Sanitaires

ESCAPE : European Study of Cohorts for Air Pollution Effects

FDMS : module complémentaire équipant les analyseurs TEOM pour assurer la mesure de la fraction volatile des particules (« Filter Dynamics Measurement Systems »)

FeNO : fraction expirée d'oxyde nitrique

FEV1 : volume expiratoire maximal seconde

FM : fraction massique

FVC : capacité vitale forcée

GT : groupe de travail

HAM : hydrocarbures aromatiques monocycliques

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

HCSP : Haut Conseil de la Santé Publique

INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques

INRS : Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles

InVS : Institut national de Veille Sanitaire

ITER : International Toxicity Estimates for Risk

LBA : lavage broncho-alvéolaire

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

LD : limite de détection

LEPI : Laboratoire d'Etudes des Particules Inhalées

LOAEC : lowest-observed-adverse-effect concentration

LOAEL : lowest-observed-adverse-effect level

LQ : limite de quantification

MAK : Maximale Arbeitsplatz-Konzentration

MES : matières en suspension

META : microscopie électronique à transmission analytique

MOCP : microscopie optique à contraste de phase

MOE : marge d'exposition (« margin of exposure »)

MOEref : marge d'exposition (« margin of exposure ») de référence

MPPD : modèle « multiple-path particle dosimetry »

NOAEC_{HEC} : no observed adverse effect concentration (human equivalent concentration)

NOAEL : no observed adverse effect level

OC : carbone organique

OEHHA : The Office of Environmental Health Hazard Assessment

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OP : potentiel oxydant

ORS IdF : Observatoire régional de santé Ile-de-France

PM : concentration en masse des particules en suspension prélevées

PM₁₀ : concentration en masse des particules en suspension prélevées dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm

PM_{2,5} : concentration en masse des particules en suspension prélevées dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm

PNC : concentration en nombre de particules

PUF : particules ultrafines

QD : quotient de danger

R : agents de recette

RAPTES : Risk of Airborne Particles- a hybrid Toxicological and Epidemiological Study

RATP :

RATP : Régie autonome des transports parisiens

REACH : règlement européen sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques

REVIHAAP : Review of evidence on health aspects of air pollution

RIVM : Institut national de santé publique et d'environnement néerlandais (« Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu »)

ROFA : cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole

RPE : résonance paramagnétique électronique

RST : module complémentaire équipant les analyseurs jauge β pour assurer la mesure de la fraction volatile des particules

SCOEL : The Scientific Committee on Occupational Exposure Limits

SNCF : Société nationale des chemins de fer français

TEOM : méthode de mesure automatique de la concentration massique des particules en suspension par microbalance à élément conique oscillant (Tapered Element Oscillating Microbalance)

TSP : particules totales en suspension (« Total Suspended Particles »)

US EPA : Agence américaine de protection de l'environnement (« United States Environmental Protection Agency »)

VGAI : valeurs guides de l'air intérieur

VLEP : valeur limite d'exposition professionnelle

VTR : valeur toxicologique de référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques principales des EFS françaises (ANSES 2015)	24
Tableau 2 : Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM ₁₀ mesurées aux heures de pointes en 2017 sur le quai des trois stations du réseau SQUALES*	31
Tableau 3 : Indice CIAI - <i>Comprehensive Indoor Air Quality Index</i> (Kim <i>et al.</i> 2015)	36
Tableau 4 : Comparaison des indices CIAI et CCIAT avec les indices CIAT et CCIAT (Safder <i>et al.</i> 2019)... ..	39
Tableau 5 : Valeurs limites réglementaires pour la qualité de l'air intérieur à Taïwan (Chen <i>et al.</i> 2016).....	40
Tableau 6 : Synthèse des normes de qualité de l'air en PM ₁₀ , PM _{2,5} et NO ₂ dans l'Union européenne (UE) et en France (FR) (adapté de (ANSES 2017))	41
Tableau 7 : Valeurs de CO ₂ utilisées pour le classement de la qualité de l'air intérieur selon la norme NF EN 13779 (ANSES 2013a)	43
Tableau 8 : Valeurs de qualité de l'air spécifiques ou appliquées aux EFS, valeurs de qualité de l'air intérieur, valeurs de qualité de l'air ambiant (extérieur) et valeurs limites d'exposition professionnelle recensées pour les particules, le dioxyde d'azote et le dioxyde de carbone	45
Tableau 9 : Équivalence des résultats des différentes méthodes de mesures de concentration massique des particules dans les EFS avec la méthode gravimétrique (ANSES 2015).....	57
Tableau 10 : PECO.....	58

Tableau 11 : Résumé des études sur le potentiel/stress oxydant de l'exposition <i>in vitro</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	77
Tableau 12 : Résumé des études sur le potentiel inflammatoire de l'exposition <i>in vitro</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	79
Tableau 13 : Résumé des études sur la toxicité de l'exposition <i>in vivo</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	81
Tableau 14 : Résumé des études épidémiologiques sur les effets sanitaires de la pollution de l'air d'enceintes ferroviaires souterraines (.....	105
Tableau 15 : Valeurs de référence de qualité de l'air en PM ₁₀ recommandées par le CSHPF (CSHPF 2001)	117
Tableau 16 : Concentrations PM ₁₀ mesurées aux heures de pointes en 2017 sur le quai des trois stations du réseau SQUALES (Source : RATP open data consultée le 22/03/20).....	137
Tableau 17 : Concentrations dans l'air en EFS recommandées <i>a minima</i>	143
Tableau 18 : Résumé des réponses apportées à la consultation internationale.....	158
Tableau 19 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans l'enquête pilote (5 lignes en 2003-2004) et la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP 2010a).....	162

Liste des figures

Figure 1 : Evolution du trafic des transports collectifs en Ile-de-France de 2000 à 2019 (Source : traitement graphique des données de Île de France Mobilités d'après Optile, RATP, SNCF disponibles en ligne et consultées le 02/09/20 : http://www.omnil.fr/spip.php?article119).....	23
Figure 2 : Evolution du trafic des métros, RER et trains en Ile-de-France de 2000 à 2019 (bas e 100 en 2000) (Source : traitement graphique des données de Île de France Mobilités d'après Optile, RATP, SNCF disponibles en ligne et consultées le 02/09/20 : http://www.omnil.fr/spip.php?article119).....	23
Figure 3 : Comparaison entre le trafic des rames (en bleu) et les concentrations en PM10 en gare de la Défense (en rouge) (AEF 2013)	26
Figure 4 : Concentration moyenne en PM10 dans les 9 gares SNCF parisiennes (AEF 2013)	26
Figure 5 : Concentrations moyennes annuelles des PM10 sur la période 2003-2013 (réseau SQUALES) (ANSES 2015)	27
Figure 6 : Concentrations en µg/m ³ des PM10 (en rouge) et PM2,5 (en vert) en moyennes mensuelles (en haut) et en moyennes horaires (en bas), sur la période 2013-2020 (réseau SQUALES, analyses réalisées le 18/06/20 à partir des données disponibles via l'open data RATP : https://data.ratp.fr/explore/?sort=modified , bornes extrêmes des boîtes à moustaches fixées aux 5 ^{ème} et 95 ^{ème} percentiles).....	29
Figure 7 : Concentrations en µg/m ³ des PM10 (en rouge), PM2,5 (en vert) et CO2 (en bleu), en moyennes mensuelles (en haut) et corrélation entre les concentrations horaires (en bas), sur la période 2013-2020 (réseau SQUALES, analyses réalisées le 18/06/20 avec l'open data RATP : https://data.ratp.fr/explore/?sort=modified).....	30
Figure 8 : Concentrations moyennes en PM2.5 mesurées sur 115 quais d'EFS à travers le monde et seuils de qualité de l'air matérialisés par les bandes colorées, proposés par Moreno et de Miguel (2018)	35
Figure 9 : Exemple de CIAI pour les PM2.5 dans la station D-Subway à Seoul (Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019)	37
Figure 10 : Courbes de pénétration des différentes fractions conventionnelles utilisées dans les domaines de la santé au travail et de la santé environnementale (ANSES 2015)	55
Figure 11 : Diagramme de flux de sélection des revues de la littérature	59
Figure 12 : Diagramme de flux de sélection des études princeps.....	60
Figure 13 : Démarche d'élaboration d'une VGAI (ANSES 2016).....	114
Figure 14 : Concentrations d'exposition PM2,5 vs PM10 issues de l'étude d'exposition de salariés RATP pour quatre métiers exercés dans les EFS (n = 266) : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (traitement Anses des données issues de (RATP 2010a, 2013a)).....	125

Figure 15 : Démarche de construction des concentrations recommandées dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines	126
Figure 16 : Concentrations d'exposition personnelle (données RATP 2005, campagne de mesures d'exposition professionnelle ~7h sur l'ensemble des lignes métro RATP, préleveurs Chempass® ; (RATP 2010a, 2013a)).....	138
Figure 17 : Exploitation de données d'exposition (7h) par métier, toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP 2013a)	164
Figure 18 : Distribution des concentrations d'exposition (7h) par métaux, tous métiers et toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP 2013a)	165
Figure 19 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$) ...	166
Figure 20 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur »).....	167
Figure 21 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)	167
Figure 22 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = Ile-de-France)	168
Figure 23 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)	169
Figure 24 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en bureau », $T_{sout} = 2h$, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)	170
Figure 25 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en bureau », $T_{sout} = 2h$, agglomération = Ile-de-France).....	170
Figure 26 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$) ..	171
Figure 27 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur »).....	172
Figure 28 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2016).....	173
Figure 29 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF)	173
Figure 30 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)	174
Figure 31 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en bureau », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF, année des concentrations ambiantes extérieures = 2016)	175
Figure 32 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en bureau », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF).....	175
Figure 33 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$)	176
Figure 34 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur »)	177
Figure 35 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)	178
Figure 36 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF)	178
Figure 37 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)	179
Figure 38 : Valeurs de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5_B}$	180

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

La qualité de l'air intérieur des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) où circulent les trains de voyageurs (« métros ») n'est pas réglementée contrairement à d'autres établissements recevant du public (ERP)¹. Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air pour les usagers des transports dans les EFS ont été rendus par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF). Le CSHPF recommandait entre autres des valeurs guides de qualité de l'air dans les EFS pour les PM10 dans son avis du 3 mai 2001.

Depuis le début des années 2000, les mesures de la qualité de l'air dans des EFS en France ont mis en évidence des concentrations massiques en particules (PM10, PM2,5) très supérieures à celles mesurées à l'extérieur en fond urbain. Les principales sources de ces concentrations élevées sont l'usure des matériaux due au freinage des rames et aux contacts entre le matériel roulant et la voie ferrée, et la remise en suspension du fait de la circulation des rames. La composition de ces particules en suspension diffère cependant des particules de l'air urbain extérieur, avec une teneur élevée en éléments métalliques dont le fer qui est un constituant majeur, et la présence importante également de carbone élémentaire et de carbone organique. Ces particules sont plus grosses, plus denses et de forme plus variable (en écaille, ellipsoïdales, semi-sphériques ou sphériques). A l'échelle mondiale, le niveau moyen de pollution aux particules des métros semble être plus élevé en Europe (W. Zhang *et al.* 2019). D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées en fond urbain, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène. En comparaison avec l'air au sein du trafic routier, l'air des EFS (hors périodes de travaux de maintenance) est moins chargé en nombre de particules, en carbone suie et en gaz comme le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le benzène, le toluène et le formaldéhyde (ANSES 2015). L'exposition aux fibres amiante, aux fibres minérales artificielles, à la silice cristalline ainsi qu'aux bioaérosols (champignons, virus, bactéries) est moins documentée et n'a donc pas pu être évaluée par l'agence aussi précisément que pour les polluants précités (Anses, 2015).

La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine. Ces dernières ont en effet fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales qui font état d'effets délétères sur la santé notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire. Bien qu'ils soient peu documentés, les effets potentiels des particules en suspension dans les EFS ont été investigués dans quelques études épidémiologiques et expérimentales, et au travers de revues de la littérature comme celle

¹ Les ERP, définis à l'article R. 123-2 du Code de la construction et de l'habitation, désignent en droit français les lieux publics ou privés accueillant des clients ou des utilisateurs autres que les employés (salariés ou fonctionnaires) qui sont, eux, protégés par le Code du travail. La loi portant engagement national pour l'environnement a rendu obligatoire la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant un public sensible (articles L. 221-8 et R. 221-30 et suivants du code de l'environnement). Les établissements concernés sont notamment ceux accueillant des enfants : les établissements d'accueil collectif d'enfants de moins de 6 ans (crèches, haltes-garderies...), les centres de loisirs et les établissements d'enseignement ou de formation professionnelle du premier et du second degrés (écoles maternelles, élémentaires, collèges, lycées...).

réalisée précédemment par l'Anses (ANSES 2015). Sur le plan épidémiologique, le peu de données disponibles relatives à l'exposition des travailleurs en EFS ne permettait pas de statuer sur les risques à long terme ni sur les risques cumulés avec d'autres expositions professionnelles. Les quelques études transversales et cas-croisés ne mettaient pas en évidence d'effets importants à très court terme sur la fonction ventilatoire, la santé respiratoire et cardiovasculaire. Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire ni d'infarctus du myocarde n'avait été mis en évidence pour chacun de ces deux effets sur la base d'une seule étude, présentant des risques importants de biais de confusion et de classement de l'exposition. Les données disponibles sur la toxicité des particules de l'air des EFS étaient très limitées et portaient uniquement sur des effets à court terme. Les données expérimentales *in vitro* montraient un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevés des particules des EFS par rapport à la toxicité des particules de l'air extérieur ou des particules Diesel. Les données disponibles chez l'Homme et chez l'animal *in vivo* suggéraient une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire. Une seule étude à très forte dose chez le rat a recherché et a montré une persistance de l'inflammation respiratoire 60 jours après instillation. A l'inverse, les données disponibles suggéraient des effets moindres sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂). Communément, les effets observés étaient interprétés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restaient à préciser. De plus quelques études suggéraient un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

Ces dernières années, la connaissance des caractéristiques physiques et chimiques des polluants de l'air dans les EFS a progressé. Dans le même temps, la fréquentation des EFS, qui représente environ 5 millions de voyageurs par jour pour le réseau francilien (un des réseaux les plus fréquentés au monde), est en constante et sensible augmentation (+ 4,5 % de 2013 à 2018 pour l'Ile-de-France²). Cependant, face à la situation de pollution dans les EFS et à l'augmentation de la fréquentation des EFS, presque aucune ville à travers le monde ne met en œuvre de mesures concrètes de gouvernance pour lutter contre cette pollution (W. Zhang *et al.* 2019). Par ailleurs, pour les régies de transport ferroviaire comme pour les autorités publiques, la sécurité et l'opérationnalité économique du bien-être public (réduction de la pollution dans les EFS mais aussi report des modes de transport individuels à combustion interne et plus polluants vers le transport collectif et ferroviaire moins polluant, facilitation des déplacements, etc.) restent le premier objectif. Enfin, étant donné que la gouvernance de la lutte de la pollution de l'air dans les EFS implique entre autres les autorités publiques, les régies de transport ferroviaire (et autres entreprises exploitant les EFS), les usagers du transport³ et les employeurs³, la différence de perception des coûts et de la pollution environnementale entre les parties prenantes peut conduire à une dynamique d'intérêts multiples. Afin de contribuer à une gouvernance efficace de lutte contre la pollution de l'air des EFS, des standards de la qualité de l'air pour les EFS pourraient être progressivement promulgués. Une feuille de route et des cibles pour la conformité de la qualité de l'air dans les EFS pourraient être établies afin de guider les opérateurs des EFS et autres parties prenantes pour trouver des solutions dont le rapport coût-efficacité satisfasse à des objectifs réglementaires qui seraient fixés par les autorités.

² Estimation rapportée de l'exploitation de l'open data de la RATP par le journal Le Parisien (<https://www.leparisien.fr/info-paris-ile-de-france-oise/transports/ratp-le-metro-de-paris-est-au-bord-de-l-asphyxie-avec-souvent-plus-de-4-personnes-par-metre-carre-11-11-2019-8191038.php>)

³ Un exemple d'implication des usagers du transport et des employeurs dans la lutte contre la pollution de l'air des EFS est le consentement à payer plus cher les titres de transport pour participer à la lutte contre la pollution.

Depuis 2013, un plan d'actions a été mis en œuvre par le gouvernement français pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur, intégré au 3^{ème} plan national santé-environnement, qui prévoit notamment l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines.

Dans ce cadre, l'INERIS a produit un guide fournissant des recommandations pour la réalisation de mesures harmonisées de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines (INERIS 2020). L'expérimentation du protocole dans différentes stations du territoire national s'est tenue courant 2019.

En complément de cette action, la DGS, la DGTIM et la DGPR ont saisi l'Anses le 30 août 2019 afin d'évaluer la pertinence et la faisabilité d'établir une ou des valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI) spécifique(s) à l'exposition des usagers dans le EFS, et d'élaborer de telles valeurs le cas échéant.

1.2 Objet de la saisine

L'Anses a été saisie le 28 août 2019 par la Direction Générale de la Santé, la Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer et la Direction Générale de la Prévention des Risques (lettre de saisine en Annexe 1). Il était demandé à l'Anses :

- « dans un premier temps une mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de la précédente expertise et notamment celles concernant les données toxicologiques, épidémiologiques et d'exposition par inhalation ;
- dans un second temps et dans l'hypothèse où les résultats de cette première étape, qui sont attendus pour juin 2020, le permettent :
 - d'élaborer une ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS,
 - de réaliser une évaluation des risques sanitaires associés à l'exposition par inhalation des usagers, en distinguant éventuellement différentes catégories de populations. »

Cette saisine a été présentée au Comité d'Experts Spécialisé « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES « Air ») le 8 octobre 2019, en présence de représentants des ministères commanditaires afin de pouvoir échanger sur les motivations et objectifs de la demande. Considérant les échanges qui se sont tenus en séance de CES avec les représentants des ministères, les objectifs ont été reformulés et précisés comme suit dans le contrat d'expertise :

1/ dans un premier temps il est attendu :

1/a une mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de la précédente expertise de l'Anses relative aux EFS, concernant les données toxicologiques et épidémiologiques,

1/b la recherche et l'analyse d'éventuelles valeurs (valeurs de référence sanitaires ou valeurs de gestion) relatives aux EFS proposées à l'étranger,

1/c l'expertise des valeurs proposées par le CSHPF.

Ces 3 étapes de travail doivent permettre de déterminer la pertinence et la faisabilité d'élaborer une ou plusieurs VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS. En cas d'infaisabilité, l'opportunité de recommander des indicateurs de gestion sera étudiée.

2/ dans un second temps et dans l'hypothèse où les résultats de la première partie le permettent, il est attendu :

2/a. d'élaborer une ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS,

2/b. de réaliser une évaluation des risques sanitaires (ERS) associés à l'exposition par inhalation des usagers, en distinguant éventuellement différentes catégories de populations, sous réserve de la pertinence à évaluer en fonction des objectifs de l'ERS à préciser par les commanditaires.

Le contrat d'expertise à l'origine du présent rapport concerne le point 1/ décrit ci-dessus.

1.3 Modalités de traitement

L'Anses a confié au Comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » le suivi d'instruction de cette saisine. Un groupe de travail (GT) a été créé pour mener les travaux d'expertise. Le GT s'est réuni treize fois de janvier 2020 à décembre 2021. Les travaux du GT ont été interrompus et mis en arrêt d'horloge de décembre 2020 à septembre 2021, dans l'attente de la parution des nouvelles valeurs guides de qualité de l'air ambiant de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). La réalisation des travaux s'est également appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques, ainsi que sur une consultation internationale menée conjointement avec la Direction des affaires européennes et internationale visant à identifier les valeurs (valeurs de référence sanitaires ou valeurs de gestion) relatives à la qualité de l'air des EFS proposées à l'étranger (cf courrier de consultation en Annexe 3).

Les travaux d'expertise ont été soumis au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques : 9 présentations suivies de débats se sont tenues d'octobre 2019 à mars 2022. Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des orientations, observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Les travaux ont été adoptés par le CES Air réuni le 28 mars 2022.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

Par ailleurs, afin de réaliser les travaux du GT, les organismes suivants ont été sollicités par l'Anses :

- la Régie autonome des transports parisiens (RATP), par courriers du 20 mai 2020 et du 28 octobre 2021, pour le recueil de données et études potentiellement existantes :
 - o des études éventuellement réalisées depuis 2014 et concernant les effets sur la santé de l'exposition des usagers ou des travailleurs à la pollution de l'air dans les réseaux des EFS accessibles aux usagers (stations, rames, couloirs, etc.) ; le cas échéant, une information sur d'éventuelles études en cours à ce sujet est également d'intérêt pour l'Anses ;
 - Un rapport d'étude de la mortalité sur la période 1980-2012 des agents et ex-agents de la RATP a été communiqué à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise. Les données de prélèvements de l'étude ROBoCoP en cours, investiguant la relation entre l'exposition de travailleurs des enceintes ferroviaires souterraines franciliennes aux particules inhalées et des biomarqueurs d'effets respiratoires, ont également été communiquées. Ces données portaient sur les phases pilotes visant à caler et valider le protocole d'étude.
 - o des données statistiques agrégées disponibles (ex : valeurs moyenne, maximale, minimale, percentiles) ou études éventuelles et les plus récentes documentant la durée journalière de fréquentation des réseaux d'EFS (ou à défaut des réseaux ferrés) pour les usagers du transport (données/études ultérieures à 1997), et pour les travailleurs fréquentant les mêmes espaces que les usagers sur des plages horaires similaires, par exemple les conducteurs de rame, les agents de contrôle, les agents de sécurité, les agents de recette, les commerces, etc. (données/études ultérieures à 2014).

- Un rapport d'étude a été communiqué à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise.
- La Société nationale des chemins de fer français (SNCF représentée par Frédéric Villot), Keolis (représentée par Nathalie Joux et Anne Strugeon), Sytral (représenté par Jean-Christophe Renard), la Régie autonome des transports parisiens (RATP représentée par Sophie Mazoué et Romain Molle), la Régie des transports métropolitains (RTM représentée par Jean-Yves Meurisse) et Tisséo collectivités (représenté par Christophe Doucet) à l'occasion d'une réunion organisée le 12 octobre 2021 par l'Anses, pour le recueil de données et études potentiellement existantes sur les durées de fréquentation des EFS par les usagers de transport public.
 - Un rapport d'étude (RATP pour l'Île-de-France) et deux jeux de données (Tisséo collectivités pour Toulouse et Keolis pour Rennes) ont été communiqués à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise.
 - l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) et cinq associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AirParif, Air Breizh, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, Atmo Occitanie et Atmo Sud) pour le recueil d'indicateurs statistiques de qualité de l'air ambiant extérieur sur chacune des trois dernières années 2017, 2018 et 2019 (si pas de données disponibles sur ces 3 années, 3 autres années avec données disponibles qui soient les plus récentes) :
 - PM10 et PM2,5 : min, P5, P10, P50, moy, P90, P95 et max des concentrations moyennes journalières et concentrations moyennes annuelles,
 - NO2 : min, P5, P10, P50, moy, P90, P95, P99,8 et max des concentrations moyennes horaires et concentrations moyennes annuelles.
 - Les jeux de données ont été communiqués à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise.
 - l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) pour les données suivantes de qualité de l'air ambiant dans les logements :
 - PM10 et PM2,5 : moy \pm sd et P50 des concentrations en l'absence de fumeurs, toutes saisons et par saison chauffée et saison non chauffée issues de la campagne nationale logements 1 (CNL1).
 - Les jeux de données ont été communiqués à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise.
 - l'Observatoire de la mobilité en Île-de-France (OMNIL) pour la mise à disposition de données relatives à la durée de déplacement aux heures de pointe du matin et du soir par les usagers de transport public sur le réseau ferré souterrain francilien.
 - Un rapport d'étude a été communiqué à l'Anses au cours de l'instruction des travaux d'expertise.

Une audition du Dr Amélie Debatisse, du Dr Valérie Jouannique et de M Grégory Carillo s'est tenue le 16 février 2022 afin de présenter à l'Anses une étude de mortalité et une étude en cours sur la relation entre l'exposition professionnelle aux particules inhalées, certains biomarqueurs et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive chez les travailleurs de la RATP exposés dans les enceintes ferroviaires souterraines.

Le présent rapport en réponse au premier point de la saisine (cf 1.2) est organisé comme suit, en considérant principalement les particules en suspension qui, comme le montre l'expertise Anses de 2015 (ANSES 2015), constituent un enjeu majeur en termes de qualité de l'air dans les EFS :

- Le chapitre 2 présente un résumé des connaissances fondées sur l'expertise Anses précédente (ANSES 2015) concernant les réseaux d'EFS présents en France, la pollution de l'air ambiant des EFS, les réglementations, les valeurs limites et valeurs guides

concernant la qualité de l'air ambiant des EFS et l'échantillonnage et le prélèvement des particules en suspension ;

- Le chapitre 3 présente une mise à jour de la revue de la littérature réalisée dans l'expertise Anses précédente (ANSES 2015) sur la toxicité des particules de l'air des EFS ;
- Le chapitre 4 présente une mise à jour de la revue de la littérature réalisée dans l'expertise Anses précédente (ANSES 2015) sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des EFS ;
- Le chapitre 5 présente les conclusions du GT concernant la pertinence et la faisabilité d'élaboration de VGAI pour les EFS ;
- Le chapitre 6 présente les valeurs recommandées par le CSHPF en 2001 ;
- Le chapitre 7 présente une mise à jour des valeurs recommandées par le CSHPF ;
- Le chapitre 8 présente les conclusions et recommandations de l'expertise collective.

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 rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

2 Les enceintes ferroviaires souterraines et la qualité de l'air ambiant

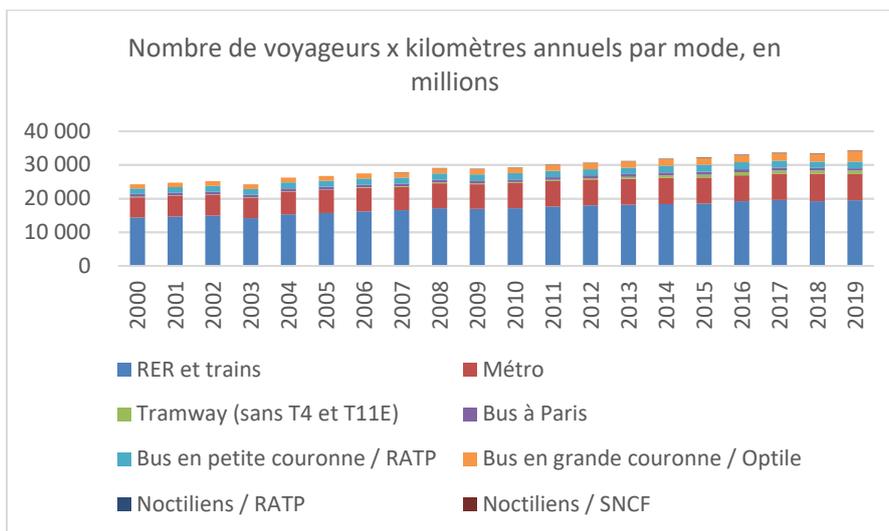
2.1 Les enceintes ferroviaires souterraines en France

Les « *enceintes ferroviaires souterraines* » (EFS) sont définies pour cette expertise comme « *l'ensemble des espaces couverts situés en dessous du niveau du sol, connectés à une voie de transport ferroviaire souterraine, et fréquentés par les usagers du transport ferroviaire en souterrain* ». Cette définition inclut les stations, les gares, les couloirs, les rames et les locaux commerciaux.

Les principales EFS françaises sont constituées des réseaux de métro et RER situés dans 6 agglomérations urbaines : Paris et sa banlieue qui est de loin le plus important réseau, Marseille, Lyon, Lille, Toulouse et Rennes. Plus anecdotiquement, la ville de Rouen dispose d'un réseau de tramway circulant en partie en souterrain, de très petite taille au regard des autres EFS (5 stations sur 23 en souterrain et 1,7 km de partie souterraine d'après les données collectées en 2014) (Anses, 2015).

Le Tableau 1 ci-après rappelle les principales caractéristiques des EFS françaises d'après les données collectées en 2014 (ANSES 2015). Les données étaient issues des rapports d'évaluation de la qualité de l'air recensés, des réponses au questionnaire envoyés aux régies de transport, des auditions conduites et des données publiques sur les sites internet des régies de transport.

Pour ce qui concerne l'Ile-de-France, le métro, le RER et les trains représentent les principaux modes de transport (Figure 1). Entre 2000 et 2019, le trafic des métros (en nombre de voyageurs.kilomètres) a augmenté de +30 %, et celui des trains et RER de +36 % (Figure 2). A noter que ces données sont antérieures à la pandémie de Covid-19 et n'incluent donc pas les changements ultérieurs de comportements de déplacements. Après 2030, l'Ile-de-France devrait compter 68 stations supplémentaires construites dans le cadre du projet du Grand Paris (<https://www.societedugrandparis.fr/gpe/carte#donnees>) et 200 km de lignes supplémentaires, essentiellement en souterrain.



Voyageurs x kilomètres : produit du nombre de voyages ou d'utilisations sur les réseaux par la distance moyenne parcourue (estimée à partir d'enquêtes)

- Trafic SNCF hors parcours complémentaire (au-delà des limites de l'Ile-de-France) ; trafic 393 +TVM inclus dans Bus en petite couronne

- Trafic Grande Couronne : changement de méthode de calcul en 2019.

Figure 1 : Evolution du trafic des transports collectifs en Ile-de-France de 2000 à 2019 (Source : traitement graphique des données de Île de France Mobilités d'après Optile, RATP, SNCF disponibles en ligne et consultées le 02/09/20 : <http://www.omnil.fr/spip.php?article119>)

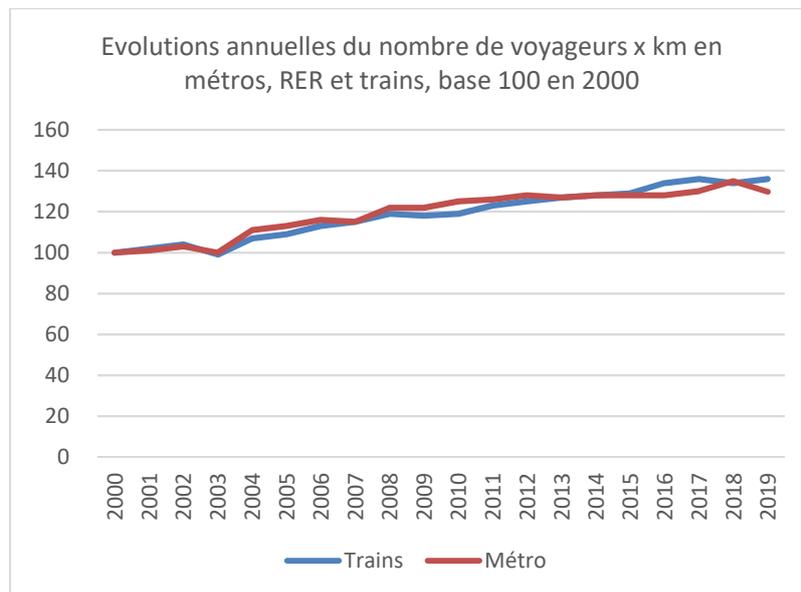


Figure 2 : Evolution du trafic des métros, RER et trains en Ile-de-France de 2000 à 2019 (base 100 en 2000) (Source : traitement graphique des données de Île de France Mobilités d'après Optile, RATP, SNCF disponibles en ligne et consultées le 02/09/20 : <http://www.omnil.fr/spip.php?article119>)

Tableau 1 : Caractéristiques principales des EFS françaises (ANSES 2015)

ville	présence de ballast	type de roues	type de freinage	porte de sécurité	système de ventilation	trafic journalier (million de voyageur)	année de construction du réseau	nombre de stations	longueur du réseau en km	nombre de lignes	source
Paris	Voies béton et ballast	3/4 acier / pneumatique	Mécanique + électrique	sur 2 lignes L14 (1998) et L1 (2011) et en partie sur L13	RATP : 328 ventilateurs en ligne, 80 ventilateurs en station	4,8 métro	1900	382 métro* 242 RER	218 km métro** 113 km RER – RATP	16 lignes métro + 5 lignes RER	(Airparif 2009, 2010, Delaunay <i>et al.</i> 2010) auditions (ANSES, 2015)
Marseille	Voies aériennes : ballast Voies souterraines : béton	Pneu	Mécanique + électrique	Non	Mécanique	Nd	1977	28	17	2	(Atmo PACA 2011) questionnaire (ANSES, 2015)
Lyon	Béton majoritaire	93 % pneu / 7% fer	Mécanique + électrique Sur une ligne : freinage supplémentaire rhéostatique	Non	Naturelle	0,74	1974	49	32	4	questionnaire (ANSES, 2015), http://www.sytral.fr/414-le-reseau-tcl.htm , accédé le 16/12/2014
Toulouse	Nd	Pneu	Nd	Sur les 2 lignes	Ventilation mécanique des stations des rames	0,3	1993	37	28	2 (1 souterraine, 1 essentiellement souterraine)	(ORAMIP 2013)
Lille	Non	Pneu	Mécanique + électrique	Sur les 2 lignes	Naturelle et mécanique	0,34	1983	60	34	2	questionnaire (ANSES, 2015)
Rennes	Non	Pneu	électrique	Sur les 2 lignes	Naturelle en tunnel et mécanique en station	Nd	2002	15	7	1	questionnaire (ANSES, 2015)

* Après 2030, l'Ile-de-France devrait compter 68 stations supplémentaires construites dans le cadre du projet du Grand Paris (<https://www.societedugrandparis.fr/gpe/carte#donnees>)

** Après 2030, l'Ile-de-France devrait compter 200 km de lignes supplémentaires, essentiellement en souterrain, construites dans le cadre du projet du Grand Paris (<https://www.societedugrandparis.fr/gpe/carte#donnees>)

2.2 Pollution de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines

Ce chapitre reprend de manière synthétique les conclusions et autres principales informations produites dans le cadre de la précédente expertise de l'Anses (ANSES 2015). Celles-ci portent principalement sur la pollution de l'air durant la période de trafic des rames de voyageurs, très différente de la période nocturne sans trafic de rames de voyageurs mais qui inclut la circulation possible de motrices diesel et des travaux de maintenance des infrastructures, sources de pollution.

A noter que la RATP est la seule régie de transport ferroviaire souterrain à avoir un réseau de surveillance de la qualité de l'air permanent, dénommé SQUALES⁴. Plusieurs campagnes de mesure ont été réalisées par les autres régies présentes sur le territoire national (ANSES 2015). Pour la présente expertise, les données plus récentes du réseau SQUALES ont été analysées.

2.2.1 Concentration des particules en suspension

Les concentrations massiques de PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées dans les EFS en France et à l'étranger sont nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur urbain (facteur 3 en moyenne), même à proximité du trafic routier, et dépassent largement les valeurs limites annuelles réglementaires pour l'air ambiant extérieur. Elles sont également supérieures à celles mesurées dans des environnements intérieurs tels que les logements. Le ratio PM₁₀/PM_{2,5} est également plus élevé en EFS indiquant une proportion massique de particules grossières plus élevée dans les EFS.

Les concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5}, bien corrélées, sont variables selon le réseau ferroviaire, la station ou la ligne considérée. Sur le quai, elles sont corrélées au trafic des rames de voyageurs (Figure 3). Ces concentrations diminuent avec l'éloignement du quai (Figure 4). Les rares mesures dans les tunnels, montrent des concentrations plus élevées.

⁴ Le réseau de surveillance de la qualité de l'air dénommé SQUALES a débuté en 1997 et comporte actuellement cinq sites de mesures :

- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Châtelet sur le quai de la ligne de métro n°4.** La mesure de particules est réalisée en PM₁₀ depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris suivant un axe Nord-Sud.
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Franklin D. Roosevelt sur le quai de la ligne de métro n°1.** La mesure de particules est réalisée en PM₁₀ depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris d'Est en Ouest.
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Auber sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ depuis 2005 et en PM_{2,5} depuis fin 2008. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012).
- **Un site de mesure localisé au sein de la Station Châtelet sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ depuis janvier 2022. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012). **Un site de mesure localisé au sein de la Station Nation sur le quai de la ligne de RER A.** Les mesures de particules sont réalisées en PM₁₀ et en PM_{2,5} depuis janvier 2022. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012).

Les mesures de particules sont effectuées à l'aide de préleveurs TEOM sans FDMS installés sur le quai des stations concernées. Les données sont enregistrées sous la forme de données quart-horaires. La température et l'humidité sont également mesurées.

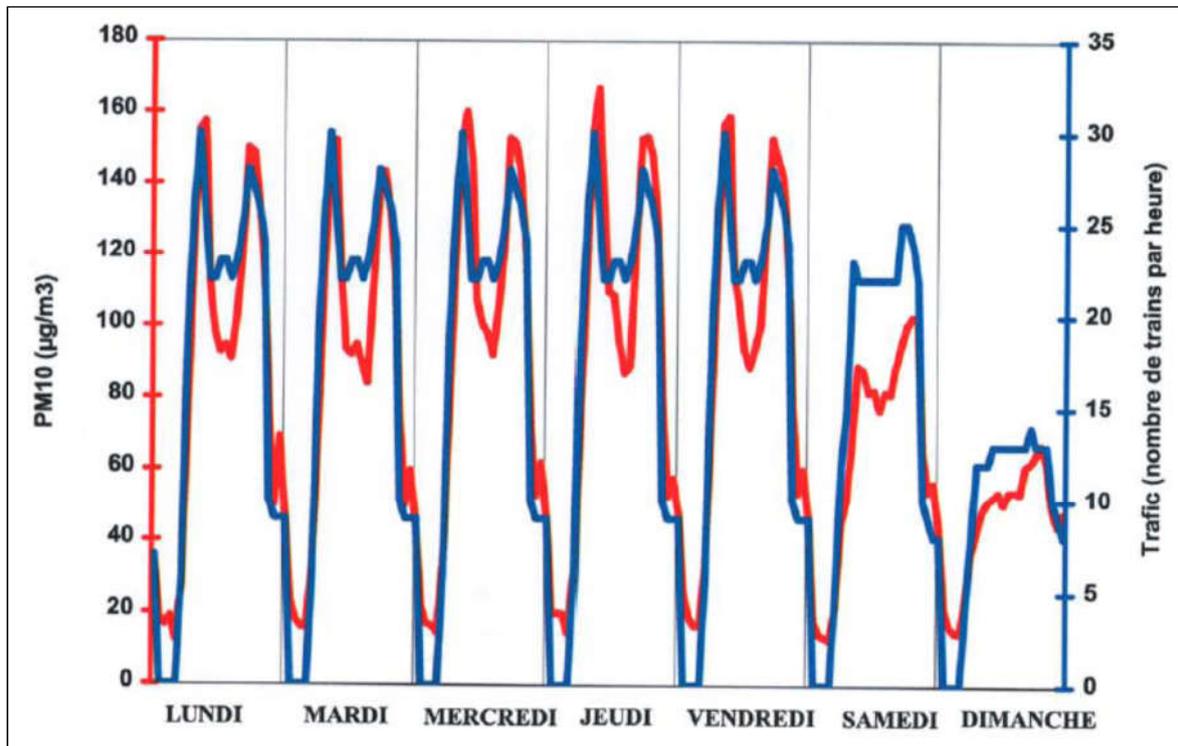


Figure 3 : Comparaison entre le trafic des rames (en bleu) et les concentrations en PM10 en gare de la Défense (en rouge) (AEF 2013)

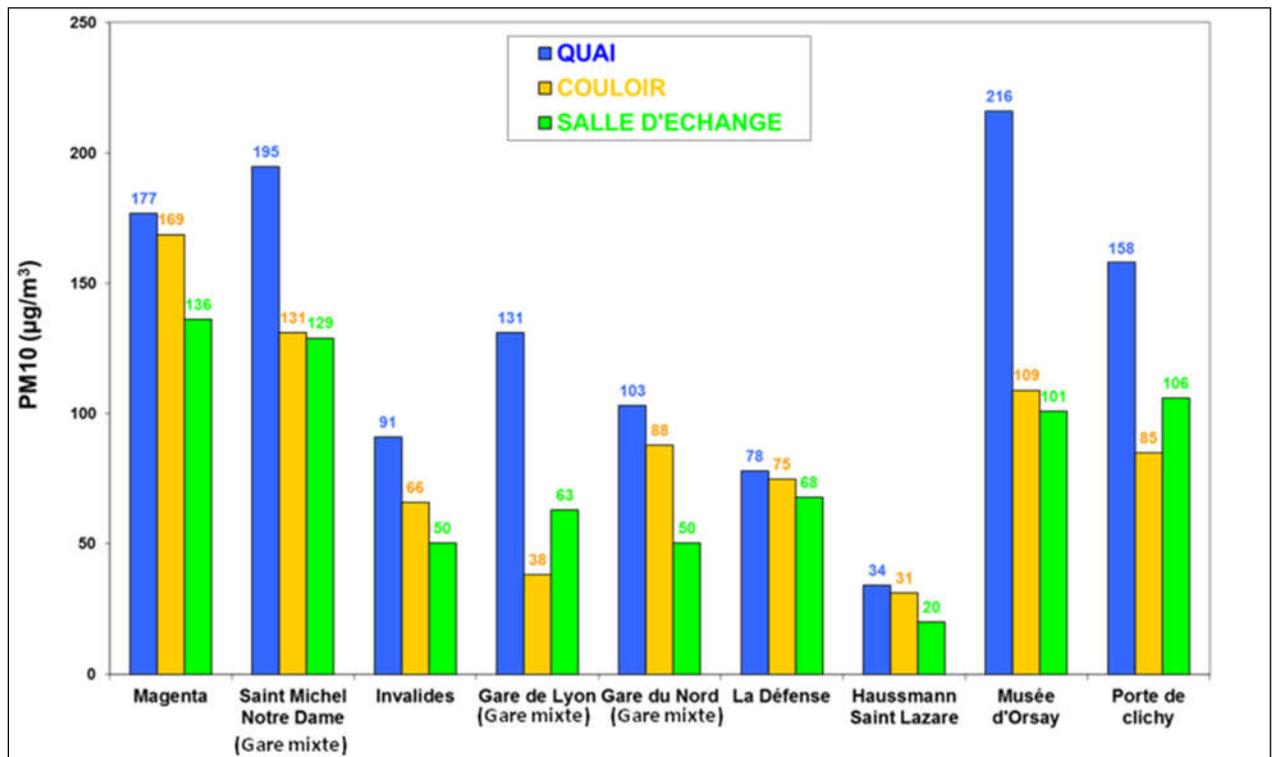


Figure 4 : Concentration moyenne en PM10 dans les 9 gares SNCF parisiennes (AEF 2013)

Dans les EFS françaises, la concentration en PM10 mesurée ces dernières années sur le quai se situe environ entre 70 et 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 24h, et à plus de 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en maximale sur 1h selon le réseau ferroviaire et la station (ANSES 2015). Les valeurs maximales sur 1h sont observées le plus souvent dans les plages horaires 2h-5h correspondant aux horaires des travaux de maintenance de la station.

En Ile-de-France entre 2003 et 2013, le profil annuel des concentrations en PM10 montrait trois périodes significativement différentes : jusqu'à 2007, de 2008 à 2011 et les deux dernières années (Figure 5). Les niveaux des deux dernières années sont supérieurs de plus de 20% par rapport à ceux relevés pour la période de 2008 à 2011 sur le quai des stations de Châtelet (ligne 4) et de Auber (RER A). Toutefois sur le quai de la station F.D. Roosevelt (ligne 1), après les travaux d'automatisation de la ligne et l'aménagement de portes palières en 2011 un abattement de 50% des concentrations en PM10 était observé.

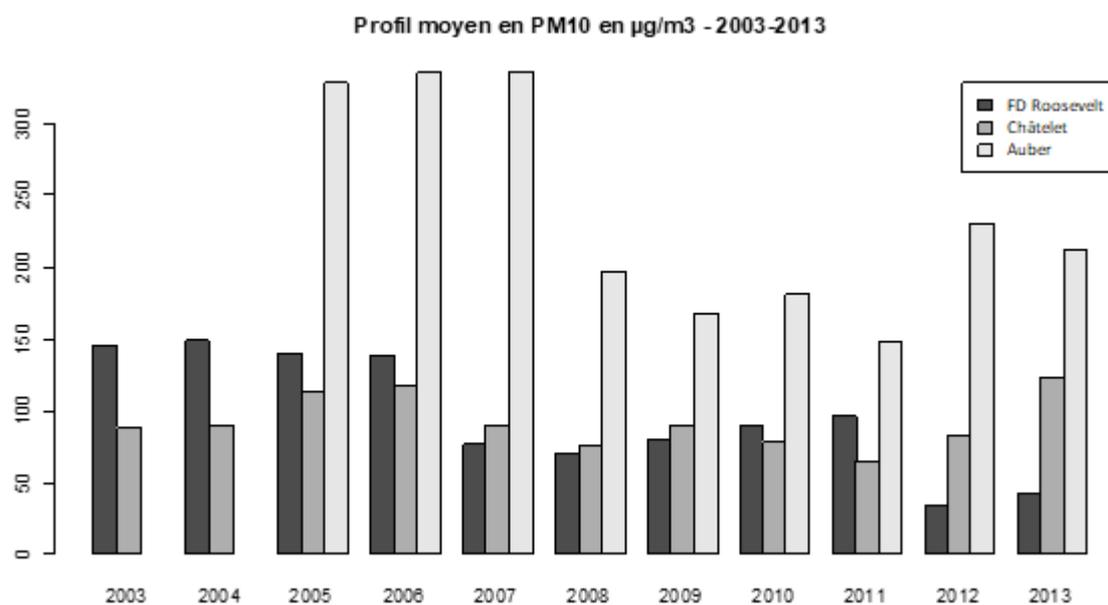


Figure 5 : Concentrations moyennes annuelles des PM10 sur la période 2003-2013 (réseau SQUALES) (ANSES 2015)

Sur la dernière période entre 2013 et 2019, l'évolution des concentrations est là encore disparate en fonction des stations (Figure 6). Sur la station de Auber (RER A), les niveaux des concentrations ont eu tendance à diminuer de 2013 à 2016 puis deviennent stables sur 2016 et 2017 (pas de données disponibles sur 2018-2019). Sur la station de Châtelet (ligne 4), les niveaux ont eu une légère tendance à augmenter de 2013 à 2015, ils étaient ensuite stables de 2015 à 2017, puis ils ont eu tendance à diminuer sur l'année 2019 (pas de données disponibles sur 2018). Sur la station FD Roosevelt (ligne 1), les niveaux sur 2016-2019 sont plus élevés que ceux sur 2013-2015 (Figure 7 a)). L'analyse conjointe du niveau de particules avec celui de CO_2 (indicateur du confinement de l'air) montre une corrélation très nette entre les concentrations horaires de ces deux polluants sur chacune des trois stations (Figure 7 d, e, f), confirmant l'influence du renouvellement de l'air de la station (ventilation) et de l'occupation humaine sur le niveau de pollution en PM10 et PM2,5. D'autres paramètres peuvent cependant intervenir, tels que la profondeur de la station, le type de matériel roulant,

la fréquence du trafic des rames⁵, les travaux d'entretien et de génie civil, l'air extérieur et la présence la nuit, en dehors des heures d'exploitation, de chantiers de rénovation (renouvellement des voies, ajout de façades de quai etc...). D'après les concentrations horaires en PM10 mesurées sur ces trois stations en 2017, les niveaux aux heures de pointe le soir (18h-20h) sont en moyenne plus élevés qu'aux heures de pointe le matin (7h-9h), la concentration moyenne la plus forte ayant été relevée sur la station Châtelet ($190 \pm 72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 18h et 20h) et la concentration maximale ayant été relevée à Auber ($909 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 18h et 20h).

⁵ A noter que l'analyse des données RATP de trafic annuel des rames entrant dans la station (<https://data.ratp.fr/explore/dataset/trafic-annuel-entrant-par-station-du-reseau-ferre-2021/information/> ; données non montrées) ne suggère pas un rôle du trafic des rames de la ligne 1 dans l'augmentation des concentrations de PM et CO₂ sur la station Roosevelt (cf Figure 7).

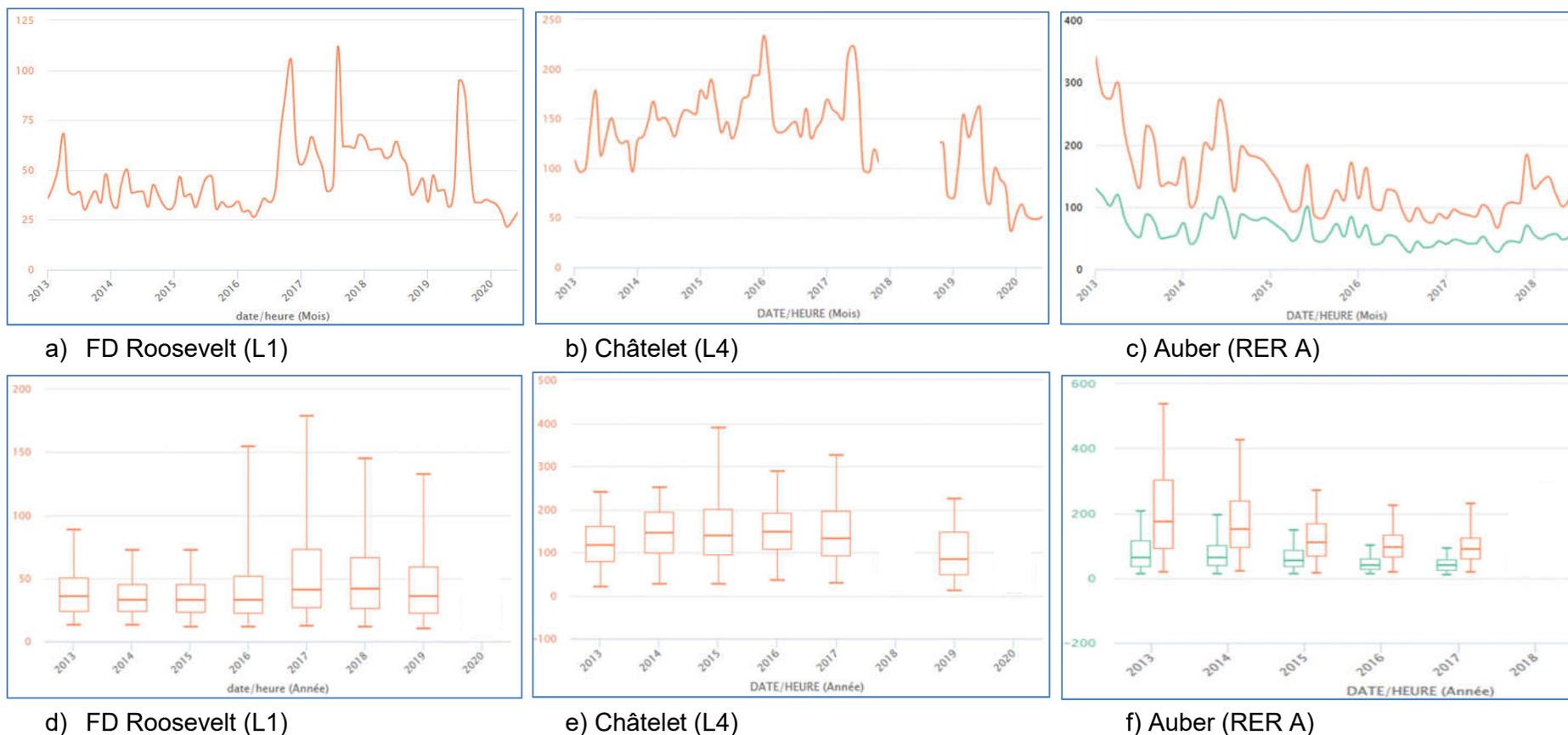


Figure 6 : Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10 (en rouge) et PM2,5 (en vert) en moyennes mensuelles (en haut) et en moyennes horaires (en bas), sur la période 2013-2020 (réseau SQUALES, analyses réalisées le 18/06/20 à partir des données disponibles via l'open data RATP : <https://data.ratp.fr/explore/?sort=modified>, bornes extrêmes des boîtes à moustaches fixées aux 5^{ème} et 95^{ème} percentiles)

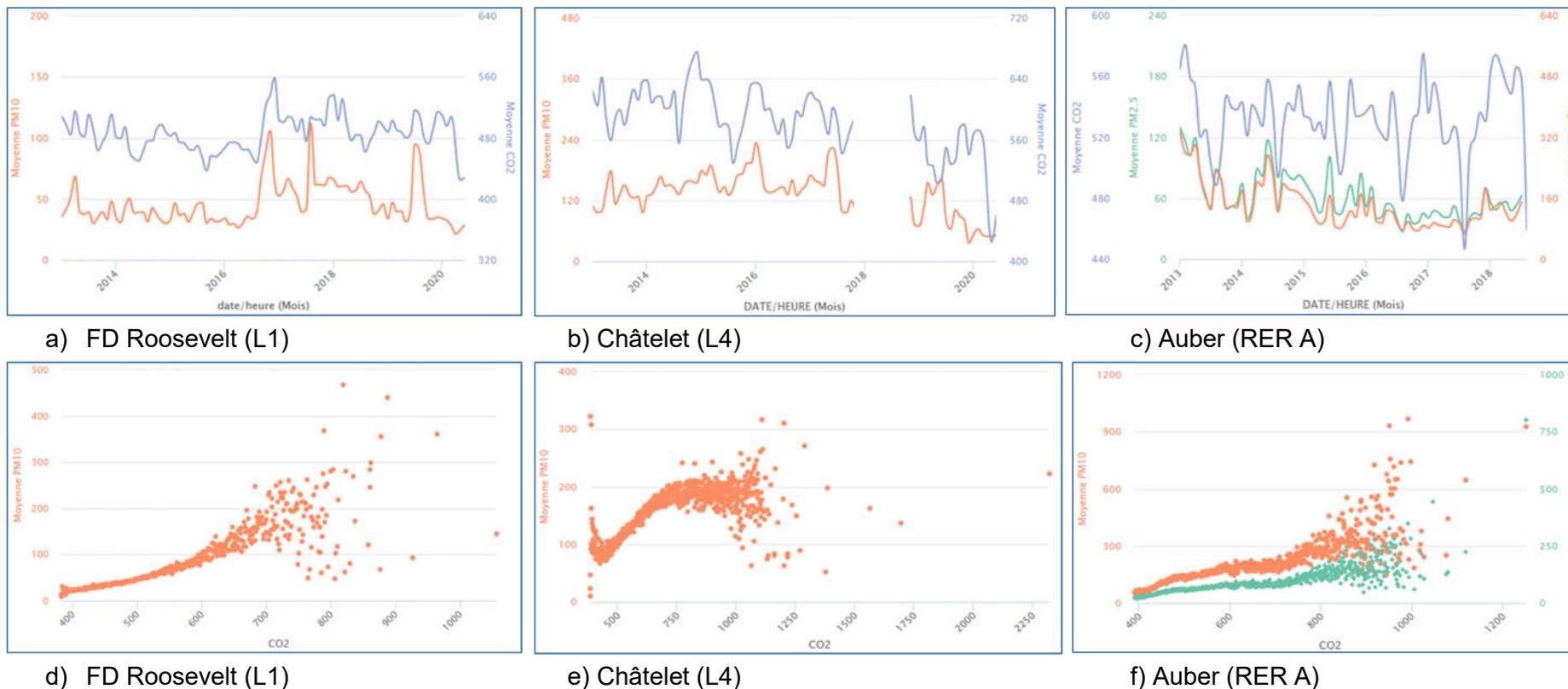


Figure 7 : Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10 (en rouge), PM2,5 (en vert) et CO2 (en bleu), en moyennes mensuelles (en haut) et corrélation entre les concentrations horaires (en bas), sur la période 2013-2020 (réseau SQUALES, analyses réalisées le 18/06/20 avec l'open data RATP : <https://data.ratp.fr/explore/?sort=modified>)

Tableau 2 : Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10 mesurées aux heures de pointes en 2017 sur le quai des trois stations du réseau SQUALES*

	Station Châtelet	Station F. Roosevelt	Station Auber
	<i>moy (\pmsd) max</i>		
7h-9h	131 (\pm 71) 386	61 (\pm 45) 323	101 (\pm 54) 474
18h-20h	190 (\pm 72) 448	95 (\pm 64) 359	106 (\pm 59) 909

* Source : RATP open data consultée le 22/03/20

En complément de ces niveaux de concentration mesurés par des stations fixes sur le quai, les données d'exposition de l'étude RATP de 2005 chez les conducteurs, les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (RATP 2010a, 2013a) décrite en Annexe 5 sont utiles, bien que relativement anciennes, pour estimer le niveau d'exposition des usagers du transport ferroviaire qui fréquentent les mêmes espaces. En effet, il s'agit de mesures d'exposition individuelle menées en 2005 sur toutes les lignes de métro et de RER (n=336), et qui constituent les données d'exposition disponibles les plus nombreuses et récentes en l'état actuel des connaissances, bien que ces mesures portent sur des durées d'exposition supérieures à celles des usagers des transports (périodes de prélèvement d'air d'environ 7h centrées sur les périodes de pointe d'activités en semaine, soit généralement de 5h30 à 12h30 en matinée et de 12h30 à 19h30). En Ile-de-France, le métier de conducteur est celui exposé aux plus fortes concentrations en PM10, avec une médiane à $155 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurée sur la durée de travail quotidienne sur les lignes de métro en 2005. Cette exposition est due à la situation des conducteurs en tête de train dans le tunnel, dans des cabines non filtrées, non climatisées, qui peuvent circuler fenêtre ouverte. Les valeurs médianes de l'exposition des agents de manœuvre et de contrôle sont également supérieures à $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui s'explique par une proximité directe avec les voies et les quais où les concentrations particulières sont plus élevées. La valeur médiane de l'exposition des agents de recette, plutôt présents dans les gares, est significativement plus faible et égale à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour les conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle, les valeurs médianes des niveaux d'exposition en PM2,5 sont de $70\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Par extrapolation, l'exposition dans les commerces peut être estimée proche de celle des agents de recette compte tenu de leur localisation principalement dans les stations et couloirs. Pour certains commerces localisés sur le quai ou à proximité, l'exposition peut se rapprocher de celle des agents de manœuvre.

Quelques études à l'international montrent des concentrations en nombre de particules (hors travaux de maintenance) de l'ordre de $10\ 000 - 30\ 000$ particules/ cm^3 ($\text{PNC}_{>7\text{nm}}$) (Aarnio *et al.* 2005, Midander *et al.* 2012, Raut, Chazette, et Fortain 2009, Seaton *et al.* 2005, Strak *et al.* 2011). Ces concentrations sont du même ordre de grandeur en moyenne que celles des expositions de fond urbain et moins variables. Elles sont inférieures d'un facteur 1,5 à 4 aux concentrations en proximité du trafic routier ($\text{PNC}_{20\text{nm}-1\mu\text{m}}$). Ces concentrations en nombre de particules sont proches pendant et en dehors des périodes de trafic des rames, seules les particules les plus grossières ($>0,4 \mu\text{m}$ environ) sédimentant. Elles tendent à augmenter avec la profondeur de la station.

A l'échelle mondiale, W. Zhang *et al.* (2019) ont rapporté un niveau moyen de concentration en PM dans des EFS sur le continent européen plus élevé que sur le continent asiatique, ce qui pourrait être lié aux systèmes de métros souterrains plus anciens, à l'usure mécanique, à l'érosion des tunnels et aux faibles espacements entre les stations en Europe. En Asie, les systèmes de métros et de contrôle de la qualité de l'air dans ces enceintes sont relativement récents. Sur le continent américain, les données collectées étaient trop peu nombreuses pour en tirer une conclusion. A noter que la comparaison de W. Zhang *et al.* (2019) se limitait à une analyse descriptive du niveau moyen de concentration en PM sur les continents européen, asiatique et américain à partir d'un nombre limité d'échantillons sur chaque continent ($n \leq 10$). Ce constat est toutefois cohérent avec les niveaux précédemment recensés par l'Anses dans la littérature scientifique (cf tableaux 4 à 7 de (ANSES 2015)).

2.2.2 Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de la pollution de l'air

La large majorité des particules en suspension dans les EFS est submicronique, les particules d'environ 30-40 nm de diamètre étant les plus nombreuses d'après quelques études. Les particules des EFS sont de formes variables, en écaille, semi-sphériques, ellipsoïdales, sphériques, contrairement aux particules de combustion plutôt sphériques. Elles sont également plus denses. Leur fraction hydrosoluble est très inférieure à celle des particules de l'air extérieur. Néanmoins, pour des éléments fortement concentrés dans les EFS comme le fer, cette fraction représente une concentration élevée en éléments solubles.

La masse des particules (PM10) des EFS est composée de fer, de carbone organique et de carbone élémentaire principalement, ainsi que de cuivre, de baryum et d'autres éléments métalliques (Cr, Ni, Mn, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.).

Les données de spéciation sont hétérogènes selon les réseaux. Le fer est présent sous forme de fer métal et surtout d'oxydes de fer (hématite, magnétite). Pour le chrome (0,1% des PM10), la fraction de CrVI est extrêmement faible (0,1% du chrome total) sur la base uniquement de deux prélèvements sur une ligne francilienne, en accord avec les rares données de la littérature.

Parmi les autres polluants étudiés, les données françaises disponibles montrent la présence possible de silice cristalline et de fibres sans mise en évidence de fibres d'amiante, excepté pour une gare SNCF où du chrysotile a été détecté à une concentration comparable à celle mesurée en extérieur. Les concentrations de HAP, HAM, composés carbonylés et NO_x sont parfois légèrement supérieures dans les EFS par rapport à l'air extérieur du fait de leur persistance et accumulation (moins de photochimie, dépôt) ou de sources internes. Néanmoins, leur concentration est davantage influencée par l'apport d'air extérieur et reste inférieure par rapport aux concentrations en proximité du trafic routier. Des exceptions existent comme des concentrations particulièrement élevées de HAP semi-volatils observées sur certaines gares, et de COV et aldéhydes observées dans des espaces de vente et des galeries commerciales. Néanmoins, ces données peu nombreuses ou incomplètes pour certains polluants restent difficiles à interpréter.

Concernant l'exposition individuelle des usagers, celle-ci peut être rapprochée de celle des travailleurs fréquentant les mêmes espaces. Ainsi, l'étude RATP (RATP 2010a, 2013a) a montré que les conducteurs, agents de contrôle et agents de manœuvre étaient exposés à des particules PM10 composées en masse, de fer (22%), de carbone organique (20%) et de carbone élémentaire (17%) principalement, ainsi que de cuivre (0,5%), de baryum (0,3%) et d'autres éléments métalliques (chrome, nickel, manganèse, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.). Les agents de recette sont exposés à des particules PM10 dont la fraction carbonée est plus élevée, ce métier étant davantage influencé par l'air extérieur à l'EFS.

Concernant la silice, toutes les concentrations d'exposition disponibles et mesurées dans les réseaux franciliens, lillois et marseillais ne montraient pas de dépassement de la VLEP 8h :

0,1 mg.m⁻³ pour quartz, 0,05 mg.m⁻³ pour cristobalite. Dans les études internationales, la silice a été mesurée dans une étude sur le métro de Rome à des concentrations importantes sans toutefois dépasser les valeurs limites. Concernant les fibres d'amiante, à l'exception d'une mesure, toutes les concentrations d'exposition disponibles, mesurées dans le réseau francilien en MOCP étaient inférieures à la VLEP contraignante alors en vigueur (0,1 fibre/cm³ sur 1h), la META ne révélant pas la présence d'amiante. Au niveau international, la présence de fibres d'amiante (chrysotile et trémolite, 0,003-0,02 f/cm³) a été observée dans une seule étude sur le métro de Seoul.

Concernant les fibres minérales artificielles, les concentrations mesurées pour les fibres respirables ou non respirables sont nettement inférieures à la VLEP-8h contraignante de 0,1 f/cm³.

Concernant les bioaérosols, ils comprennent des champignons, des virus et notamment des bactéries (Chen *et al.* 2016, Triadó-Margarit *et al.* 2017), une étude dans le métro de Barcelone rapportant des proportions faibles de bactéries pathogènes pour l'Homme (Triadó-Margarit *et al.* 2017). Sur le réseau francilien, les concentrations mesurées en endotoxines sont inférieures à 2 EU/m³ excepté pour deux prélèvements pour lesquels les teneurs étaient d'environ 6,5 EU/m³. Ces concentrations sont nettement inférieures à la VLEP-8h de 90 EU/m³ recommandée par le DECOS pour les endotoxines.

Toutefois aucune conclusion définitive concernant la silice, l'amiante, les fibres minérales artificielles ou les endotoxines ne peut être émise compte tenu du faible nombre de lignes investiguées.

2.2.3 Sources de la pollution de l'air

Pour les éléments métalliques, la fraction massique des PM10 est proche de celle des PM2,5 et bien corrélée, indiquant des sources identiques pour les métaux composant les PM10 et les PM2,5. La principale source des particules riches en fer est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique.

Les sources de la fraction carbonée des particules semblent être le freinage, l'usure des pneus (carbone organique), la remise en suspension des particules émises par les motrices diesel lors des opérations de maintenance (carbone élémentaire ou carbone suie) ainsi que l'apport d'air extérieur.

La source de cuivre peut être liée au système d'alimentation électrique et celle de baryum au matériau du système de freinage.

La source de silice est notamment le sable utilisé pour augmenter la friction et l'adhérence en freinage d'urgence ou en pente, ainsi que la silice présente dans le ballast.

L'origine des HAP semi-volatils aux concentrations particulièrement élevées sur certaines gares pourrait être notamment l'accumulation de pollution extérieure, la dégradation thermique de matériaux internes à l'EFS, des engins diesel de travaux ou la fumée de tabac dans le cas d'études plus anciennes.

La source des COV et aldéhydes élevés dans des espaces de vente et des galeries commerciales pourrait être liée à l'activité humaine dans ces espaces.

2.2.4 Mesures de réduction de la pollution de l'air et efficacité

Afin de limiter les niveaux de particules ou de pollution dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines, deux types de mesures peuvent être mises en œuvre :

- des mesures préventives qui visent à réduire l'émission des particules en agissant sur leur(s) source(s),
- des mesures palliatives qui visent à réduire l'exposition des usagers en agissant sur des facteurs d'influences non liés à la source d'émission.

Les mesures préventives portent sur la réduction des émissions, en agissant soit sur le matériel roulant (freinage électrodynamique, matériel de freinage, allègement des voitures, profils de roues par exemple) soit sur les conditions de circulation des rames (trafic, conduite, charge), bien que les leviers d'actions sur les conditions de circulation soient plus contraints.

Les mesures palliatives identifiées ont un impact plus ou moins certain sur les niveaux de concentration en particules déterminés dans les EFS. Ainsi, le nettoyage des voies et des parois semble avoir un impact faible sur les niveaux de concentration mesurés sur les quais, alors que l'amélioration des schémas de ventilation générale des stations et des tunnels et/ou la mise en place de porte de quai (visant initialement la protection des usagers contre le risque de chute sur la voie) ont un impact plus important sur les niveaux de concentration sur les quais.

Peu d'études permettent d'apprécier l'influence de paramètres particuliers à l'intérieur des rames. Seule la présence de systèmes d'air conditionné dans les rames a été identifiée comme une mesure permettant d'abaisser les niveaux de particules à l'intérieur des rames de manière conséquente.

Certaines études expérimentales visent à évaluer spécifiquement l'influence de la mise en place de systèmes innovants afin de limiter le niveau de particules sur les quais tels que par exemple des précipitateurs électrostatiques, cyclones de filtration ou aimants. Ces études ont été menées à l'échelle du laboratoire ou de quelques stations mais aucune n'a pour l'instant fait l'objet d'exploitation en conditions réelles.

2.3 Réglementations, valeurs limites et valeurs guides

2.3.1 Valeurs spécifiques ou appliquées à la qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines

Les valeurs spécifiques à la qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines ont été recherchées à partir des informations déjà recensées dans la précédente expertise (ANSES 2015), de la recherche bibliographique récente sur les moteurs Pubmed® et Scopus® (chapitres 3.1 et 4.1), d'une recherche dans les références des articles collectés et d'une consultation internationale menée en avril-mai 2020 par l'Anses couvrant l'Europe, l'Amérique du Nord, l'Asie et l'Australie (voir Annexe 3).

Sur la base des informations et publications collectées suite à cette recherche, des valeurs guides de la qualité de l'air ambiant dans les EFS ou des indices de qualité de l'air appliqués aux EFS ont été identifiés en France (valeurs de gestion de la qualité de l'air en EFS recommandées en 2001), en Espagne et en Corée du Sud. Des valeurs limites réglementaires dans l'air intérieur des établissements recevant du public, incluant les EFS, ont été identifiées en Corée du Sud et à Taïwan.

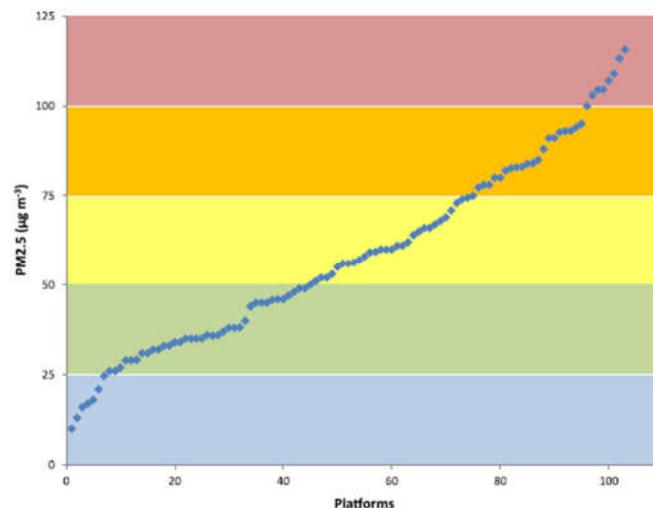
En France, la qualité de l'air intérieur des EFS où circulent les trains de voyageurs n'est pas réglementée alors qu'une réglementation existe pour la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public, en particulier ceux accueillant des enfants (articles L. 221-8 et R. 221-30 et suivants du code de l'environnement). Cependant, la qualité de l'air dans les EFS constitue une préoccupation depuis plusieurs années.

Dans un avis datant du 3 mai 2001, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a recommandé des valeurs guides de la qualité de l'air en PM10 dans les enceintes ferroviaires souterraines destinées aux usagers des transports (CSHPF 2001). Ces valeurs guides ont été établies pour l'année 2001 et l'année 2005 pour quatre scénarios correspondant à quatre durées quotidiennes de séjour dans les enceintes ferroviaires souterraines (durées variant de 1 heure 30 à 2 heures 15). Depuis 2005, ces valeurs sont les suivantes :

- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 1h30, la concentration en PM10 doit être inférieure à 455 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 1h45, la concentration en PM10 doit être inférieure à 397 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 2h, la concentration en PM10 doit être inférieure à 347 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 2h15, la concentration en PM10 doit être inférieure à 311 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les informations sur ces valeurs et leur méthode de construction sont détaillées au chapitre 6.

En Espagne, dans le cadre de l'élaboration d'un guide technique pour améliorer la qualité de l'air dans le métro (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017), une approche par seuils correspondant aux valeurs cibles et valeurs guides de qualité de l'air ambiant de l'OMS pour les PM2,5 a été proposée pour encourager les autorités de transport à des réductions progressives des particules (Figure 8). Cette approche définit ainsi des seuils en cascade avec des codes couleurs entre les seuils jusqu'à un idéal correspondant à la valeur guide en moyenne annuelle de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Concentrations moyennes en PM2.5 mesurées sur 115 quais d'EFS à travers le monde (pour les sources de données, voir la liste des références dans le rapport technique disponible en ligne "Improving air quality in the subway environment". IMPROVE LIFE, <http://improve-life.eu/>). Un audit initial de la qualité de l'air vérifiera en premier lieu où se situe un quai d'EFS donné, ce qui émule l'approche de l'OMS utilisant des valeurs cibles intermédiaires (*interim targets - IT*). Par exemple, le niveau jaune (75-50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) couvre les concentrations se situant entre les valeurs cibles IT1 et IT2 en moyenne 24h recommandées par l'OMS (24hIT1 = 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 24hIT2 = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement). Le niveau vert inclut la valeur cible IT3 et arrive à la valeur guide 24h (24hAQG = 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), un niveau qui inclut aussi la valeur IT2 pour les concentrations moyennes annuelles (AnIT2). Le niveau bleu inclut la valeur cible en moyenne annuelle IT3 (AnIT3 = 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et la valeur guide en moyenne annuelle (AnAQG = 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figure 8 : Concentrations moyennes en PM2.5 mesurées sur 115 quais d'EFS à travers le monde et seuils de qualité de l'air matérialisés par les bandes colorées, proposés par Moreno et de Miguel (2018)

En Corée du Sud, la qualité de l'air intérieur est réglementée par le ministère coréen de l'environnement pour les établissements recevant du public incluant les EFS (*Indoor Air Quality Management Regulations for Public Facilities*). Dans ce cadre, les valeurs limites sont « de 100 µg/m³ pour les PM₁₀ et 50 µg/m³ pour les PM_{2.5} pour une exposition continue moyenne de plus de 24 h selon des amendements annoncés en juin 2018 par le ministère coréen » (W. Zhang *et al.* 2019). W. Zhang *et al.* (2019) ont estimé, à partir de niveaux moyens mesurés dans les métros recensés sur les continents asiatique, européen et américain (≤ 10 villes par continent et pas de villes françaises), un taux de respect de ces valeurs limites d'environ 30 % en moyenne sur les trois continents (et d'environ 15 % en comparant à la valeur guide journalière de l'OMS), le taux étant le plus faible en Europe avec en moyenne 20 % des concentrations inférieures à ces valeurs limites.

Par ailleurs, un indice de qualité de l'air intérieur a été proposé afin d'améliorer la qualité de l'air dans les stations de métro et les gares à Séoul, l'indice CIAI (*Comprehensive Indoor Air Quality Index*) (Kang 2010). L'indice CIAI a été utilisé dans les développements de modèles visant à gérer automatiquement au cours de la journée le système ventilation des stations du métro de Séoul en fonction des concentrations horaires mesurées ou prédites et d'autres variables telles que les périodes de haut et bas trafic des rames de métro dans la station ou la saisonnalité (Kang 2010, Kim *et al.* 2015, Kim *et al.* 2014, Loy-Benitez *et al.* 2018, Loy-Benitez *et al.* 2019, Oh *et al.* 2012). En fonction de sa valeur, l'indice CIAI définit la qualité de l'air des EFS en six classes devant refléter le niveau de préoccupation sanitaire : « bonne », « modérée », « insalubre pour les populations sensibles », « insalubre », « très insalubre » et « dangereuse » (Tableau 3).

Tableau 3 : Indice CIAI - Comprehensive Indoor Air Quality Index (Kim *et al.* 2015)

Comprehensive indoor air quality index (CIAI) suggested by the Ministry of Environment of South Korea.

Level of health concern	Good		Moderate		Unhealthy for sensitive groups		Unhealthy		Very unhealthy		Hazardous	
CIAI	0-50		51-100		101-150		151-250		251-350		351-500	
I_{LO}	0		51		101		151		251		351	
I_{HI}	50		100		150		250		350		500	
Conc. level	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}
NO ₂ (ppm)	0	0.03	0.031	0.05	0.051	0.15	0.151	0.25	0.251	0.5	0.501	2
CO (ppm)	0	5	5.01	10	10.01	20	20.01	30	30.01	40	40.01	50
CO ₂ (ppm)	0	500	501	1000	1001	1500	1501	2000	2001	3000	3001	5000
PM ₁₀ (ppm)	0	50	51	150	151	250	251	350	351	450	451	600
PM _{2.5} (ppm)	0	15	16	40	41	140	141	250	251	350	351	500

Note: I_{LO} is the index breakpoint corresponding to BP_{LO} ; I_{HI} is the index breakpoint corresponding to BP_{HI} , and BP_{LO} and BP_{HI} are the concentration breakpoints of each health level.

Note : PM₁₀ et PM_{2.5} sont exprimées en µg/m³ et non en ppm.

L'indice CIAI est calculé selon l'équation suivante pour un polluant de l'air intérieur i :

$$CIAI_i = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} (CP_i - BP_{LO}) + I_{LO}$$

où :

I_{HI} et I_{LO} sont les points de rupture de l'indice, ils sont définis en fonction de BP_{HI} et BP_{LO}

BP_{HI} et BP_{LO} sont les points de rupture de la concentration pour un polluant de l'air intérieur i , ils encadrent la valeur de CP_i .

CP_i est la concentration pour un polluant de l'air intérieur i

Par exemple, supposons une concentration horaire en PM_{2.5} dans l'air intérieur de 90 µg/m³ :

$$CIAI_{PM2.5} = \frac{150 - 101}{140 - 41} (90 - 41) + 101 = 125$$

Avec un indice CIAI de 125, la qualité de l'air intérieur serait classée « insalubre pour les populations sensibles ».

Un autre exemple en Figure 9 illustre son application à partir de mesures en continue dans la station D-Subway à Seoul.

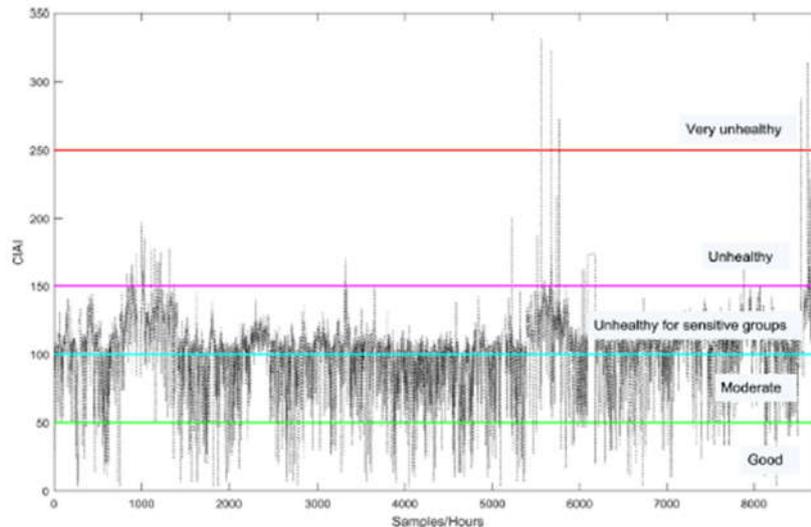


Figure 9 : Exemple de CIAI pour les PM_{2.5} dans la station D-Subway à Seoul (Loy-Benitez et al. 2019)

La méthode de construction de l'indice CIAI reste cependant à clarifier, en particulier pour la définition des valeurs des points de rupture I_{HI} , I_{LO} , BP_{HI} et BP_{LO} . Un résumé issu des actes de la conférence de la Korean Society for Atmospheric Environment (Kang 2010) a pu être retrouvé à partir de la recherche bibliographique. Ce résumé indique que « après avoir adapté les normes existantes appliquées à l'air atmosphérique aux espaces intérieurs en incluant les informations sur les particules PM, un nouvel indice global de qualité de l'air intérieur est proposé » (traduction du coréen en français par un traducteur professionnel), sans autre explication disponible. Les études ultérieures d'application ou de développement des CIAI (Kim et al. 2015, Kim et al. 2014, Loy-Benitez et al. 2018, Loy-Benitez et al. 2019, Oh et al. 2012) ont en partie clarifié la définition des points de rupture I_{HI} , I_{LO} , BP_{HI} et BP_{LO} . Ces derniers ont été suggérés par les valeurs de l'Indice de Qualité de l'Air IQA de l'US EPA (US EPA 2012), elles-même établies pour l'air ambiant extérieur et sur 24 h pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Ce point soulève des incohérences entre d'une part la concentration du polluant de l'air intérieur C_p mesurée ou prédite sur un pas de temps horaire et d'autre part des valeurs de I_{HI} , I_{LO} , BP_{HI} et BP_{LO} correspondant à celles établies en moyenne sur 24h pour l'air ambiant extérieur⁶.

Toujours en Corée du Sud, Oh et al. (2012) ont également proposé un indice CCIAl (*Cumulative comprehensive indoor air quality index*) afin de comparer les valeurs de concentrations des polluants de l'air intérieur (NO, NO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5}, CO et CO₂) cumulées sur 24 h, la valeur de l'indice CCIAl étant calculée en multipliant la valeur de l'indice CIAI par 24.

⁶ Les valeurs de BP_{HI} et BP_{LO} de CIAI correspondent à celles établies pour les indices de qualité de l'air ambiant extérieur IQA de l'US EPA pour toutes les classes de l'indice CIAI-PM₁₀ et pour la classe « bonne » de l'indice CIAI-PM_{2.5}. Les valeurs I_{HI} et I_{LO} de CIAI pour les classes « bonne », « modérée » et « insalubre pour les populations sensibles » correspondent à celles de IQA. La méthode globale de définition de BP_{HI} , BP_{LO} , I_{HI} et I_{LO} n'est pas connue.

A partir des indices CIAI et CCIAl, Safder *et al.* (2019) ont dérivé des nouveaux indices CIAT (*comprehensive indoor air toxicity index*) et CCIAT (*cumulative comprehensive indoor air toxicity index*) respectivement. Dans le cadre de l'élaboration de ces indices CIAT et CCIAT, Safder *et al.* (2019) ont caractérisé la toxicité de l'hématite et de la magnétite dans les PM10 en estimant le LOAEL par un modèle de relation quantitative structure-activité (QSAR) développé par les auteurs. Une dose de conversion du rat à l'Homme a été utilisée pour calculer à partir des LOAEL la dose équivalente humaine HED pour les enfants et les adultes séparément, soit une HED pour l'hématite de 41,13 mg/m³ chez l'adulte et de 13,71 mg/m³ chez l'enfant, et une HED pour la magnétite de 29,66 mg/m³ chez l'adulte et de 9,88 mg/m³ chez l'enfant. Ils ont ensuite calculé des concentrations standards en PM2,5 dans les EFS à partir des LOAEL et de la proportion de ces oxydes de fer dans les PM2,5 (27 % d'hématite et 40 % de magnétite), soit 152 mg/m³ chez les adultes et 51 mg/m³ chez les enfants à partir du LOAEL de l'hématite, et 74 mg/m³ chez les adultes et 25 mg/m³ chez les enfants à partir du LOAEL de la magnétite. La concentration standard en PM2,5 chez les adultes de 74 mg/m³ obtenue à partir du LOAEL de la magnétite a été retenue pour définir le point de rupture permettant de dériver deux classes « insalubre pour les enfants » et « insalubre pour les adultes » dans les nouveaux indices CIAT et CCIAT à partir de l'unique classe « insalubre pour les populations sensibles » dans les indices CIAI et CCIAl (Tableau 4).

L'approche est innovante et le modèle QSAR semble performant au regard des données disponibles dans la publication (LOAEL prédit vs LOAEL observé). Néanmoins le jeu de données utilisé par les auteurs pour ces tests n'est pas disponible et l'hypothèse du modèle considère que la toxicité des particules de métro est conditionnée par la teneur et la toxicité des oxydes de fer, ce qui reste discutable. Globalement il manque au GT plusieurs informations pour comprendre le modèle sur le fond et juger de sa validité externe : quel rationnel au choix de se baser sur le seul élément Fer ? Quels protocoles expérimentaux (doses, durée d'exposition, effet, etc.) sont à l'origine des LOAEL ? Concernant les concentrations standards en PM2,5 utilisées pour construire les indices CIAT et CCIAT, leur unité telle que présentée dans l'article (en mg/m³) apparaît par ailleurs incohérente avec l'unité des points de rupture (en µg/m³). Le GT a interrogé les auteurs pour clarifier ce point et disposer du jeu de données utilisé pour tester le modèle QSAR, mais n'a pas reçu de réponse à ce jour.

Tableau 4 : Comparaison des indices CIAI et CCAI avec les indices CIAT et CCIAT (Safder *et al.* 2019)

Table 2
Comparison of CIAI & CCAI and CIAT & CCIAT index.

Table 2. Comparison of CIAI & CCAI and CIAT & CCIAT index

Index level	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}
		0	50	51	100	101	150	151	250	251	350	351
	Good		Moderate		Unhealthy for sensitive group		Unhealthy		Very unhealthy		Hazardous	
Conc. Level	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}
CIAI PM _{2.5}	0	15	16	40	41	140	141	250	251	350	351	500
CCIAT	0	360	384	960	984	3360	600	6024	8400	8424	1200	1200

↓

Index level	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}	I _{LO}	I _{HI}
		0	50	51	100	101	120	121	150	151	250	251	350	351
	Good		Moderate		Unhealthy for children		Unhealthy for adults		Unhealthy		Very unhealthy		Hazardous	
Conc. Level	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}	BP _{LO}	BP _{HI}
CIAT PM _{2.5}	0	15	16	40	41	74	75	140	141	250	251	350	351	500
CCIAT	0	360	384	960	984	1776	3360	600	6024	8400	8424	1200	1200	1200

A Taïwan, l'Administration a mis en œuvre la loi sur la gestion de la qualité de l'air intérieur (TIAQMA - *Taiwan Indoor Air Quality Management Act*) pour fixer des limites de maintenance pour les principaux polluants intérieurs, notamment le dioxyde de carbone (CO₂), le monoxyde de carbone (CO), le formaldéhyde (HCHO), les composés organiques volatils totaux (COVT), l'ozone (O₃), les particules en suspension dans l'air PM₁₀ et PM_{2,5}, les bactéries et les champignons (Tableau 5). Les normes réglementaires pour les PM₁₀ et les PM_{2,5} sont respectivement de 75 µg/m³ et 35 µg/m³ en moyenne sur 24 h (Chen *et al.* 2016). La TIAQMA définit la portée du terme «intérieur» dans la Loi, ce qui signifie «tout espace fermé ou semi-fermé dans les bâtiments utilisés par le public, et tout espace de transport en commun qui transporte des passagers». L'agence de protection environnementale taïwanaise exige que la qualité de l'air intérieur des systèmes de transport en commun rapide soit conforme aux normes stipulées pour le CO, le CO₂, le HCHO et les PM₁₀ (Tsai 2018). Les publications de (Chen *et al.* 2016) et (Tsai 2018) ne détaillent pas les modalités d'élaboration de ces valeurs.

Tableau 5 : Valeurs limites réglementaires pour la qualité de l'air intérieur à Taïwan (Chen *et al.* 2016)

Indoor Air Pollutants	Standard	
	Concentration	Sampling Time
Carbon dioxide (CO ₂)	1000 ppm	8 h
Carbon monoxide (CO)	9 ppm	8 h
Formaldehyde (HCHO)	0.06 ppm	1 h
TVOC	0.56 ppm	1 h
Bacterial	1500 CFU/m ³ ^a	Ceiling
Fungi	1000 CFU/m ³	Ceiling
Particulate matter (PM ₁₀)	75 µg/m ³ ^b	24 h
Particulate matter (PM _{2.5})	35 µg/m ³	24 h
Ozone (O ₃)	0.06 ppm	8 h

^a Colony-forming unit (CFU); ^b Not limited to the ratio of outdoor fungi concentration to indoor fungi concentration ≤1.3.

Il n'existe donc pas de valeur réglementaire spécifique à la qualité de l'air des EFS en dehors de la Corée du Sud et de Taïwan. D'après la consultation internationale menée en avril-mai 2020 par l'Anses couvrant l'Europe, l'Amérique du Nord, l'Asie et l'Australie (voir chapitre 1.3), des agences homologues de l'Anses, ainsi que des scientifiques du domaine, par exemple en Grande-Bretagne, en Allemagne et aux États-Unis, ont évoqué, à défaut de référentiel spécifique aux EFS, l'existence des valeurs limites d'exposition professionnelles pour les poussières sans effet spécifique et celle des standards de qualité de l'air ambiant (extérieur) (NAAQS aux États-Unis, valeurs guides OMS internationales).

2.3.2 Valeurs de qualité de l'air ambiant

A) Air extérieur ou air ambiant

En matière de qualité de l'air ambiant, trois niveaux de réglementation imbriqués peuvent être distingués (européen, national et local). L'ensemble de ces réglementations a pour principale finalité de ramener les niveaux de concentrations en polluants dans l'atmosphère en deçà de niveaux permettant de protéger au mieux (risque acceptable) la population des effets sanitaires. Les normes servent de référence pour :

- L'évaluation de l'exposition de la population et de la végétation à la pollution atmosphérique qui fait l'objet d'un reporting européen annuel obligatoire.
- L'évaluation de l'impact des actions entreprises par les différentes autorités dans le but de limiter cette pollution.
- L'information sur la qualité de l'air.

La stratégie communautaire de surveillance de la qualité de l'air se base sur la directive n°2008/50/CE du 21 avril 2008 et sur la directive n°2004/107/CE du 15 décembre 2004. Ces directives établissent des mesures visant à :

- Définir et fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble.
- Évaluer la qualité de l'air ambiant dans les États membres sur la base de méthodes et critères communs.
- Obtenir des informations sur la qualité de l'air ambiant afin de contribuer à lutter contre la pollution de l'air et les nuisances et de surveiller les tendances à long terme et les améliorations obtenues grâce aux mesures nationales et communautaires.

- Faire en sorte que ces informations sur la qualité de l'air ambiant soient mises à la disposition du public.
- Préserver la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et l'améliorer dans les autres cas.

Tableau 6 : Synthèse des normes de qualité de l'air en PM₁₀, PM_{2,5} et NO₂ dans l'Union européenne (UE) et en France (FR) (adapté de (ANSES 2017))

Polluants	Normes UE/FR
PM ₁₀	UE/FR : valeur limite de 40 µg/m ³ en moyenne annuelle UE/FR : valeur limite de 50 µg/m ³ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an. <i>FR : seuil d'information de 50 µg/m³ en moyenne journalière.</i> <i>FR : seuil d'alerte de 80 µg/m³ en moyenne journalière.</i> <i>FR : objectif de qualité de 30 µg/m³ en moyenne annuelle</i>
PM _{2,5}	UE/FR : valeur limite de 25 µg/m ³ en moy. annuelle depuis 2015 UE/FR : indice d'exposition moyenne de 20 µg/m ³ depuis 2015 <i>FR : indice d'exposition moyenne de 11,2 µg/m³ en 2025 et de 10 µg/m³ en 2030</i> <i>FR : valeur cible de 20 µg/m³ en moyenne annuelle</i> <i>FR : objectif de qualité de 10 µg/m³ en moyenne annuelle</i>
NO ₂	UE/FR : valeur limite de 40 µg/m ³ en moyenne annuelle UE/FR : valeur limite de 200 µg/m ³ en moyenne horaire ^b UE/FR : Seuil d'alerte de 400 µg/m ³ en moyenne horaire <i>FR : seuil d'information de 200 µg/m³ en moyenne horaire</i> <i>FR : objectif de qualité de 40 µg/m³ en moyenne annuelle</i>

En complément, l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) recommande des valeurs guides ou lignes directrices pour l'air ambiant. Les lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air sont destinées à être utilisées partout dans le monde mais ont été élaborées pour soutenir les actions menées en vue d'atteindre une qualité de l'air permettant de protéger la santé publique dans différents contextes (OMS 2021).

Concernant les particules, les valeurs guides de l'OMS sont de 15 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 45 µg/m³ pour les PM₁₀ sur 24 heures à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an, et 5 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 15 µg/m³ pour les PM₁₀ en moyenne annuelle. Les valeurs cibles intermédiaires (*Interim target – IT*), proposées comme des étapes vers la réduction progressive de la pollution de l'air et destinées à des zones où la pollution est forte, sont en moyenne annuelle de 35 µg/m³ (IT-1), 25 µg/m³ (IT-2), 15 µg/m³ (IT-3) et 10 µg/m³ (IT-4) pour les PM_{2,5} et de 70 µg/m³ (IT-1), 50 µg/m³ (IT-2), 30 µg/m³ (IT-3) et 20 µg/m³ (IT-4) pour les PM₁₀. La progression vers les valeurs guides de qualité de l'air ambiant devrait, cependant, être l'objectif ultime de la gestion de la qualité de l'air et de la réduction des risques sanitaires dans toutes les zones.

Concernant le dioxyde d'azote (NO₂), les valeurs guides de l'OMS sont de 25 µg/m³ sur 24 heures et de 10 µg/m³ en moyenne annuelle.

B) Air intérieur

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'Anses travaille depuis 2004 à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI), fondées exclusivement sur des critères sanitaires⁷. Les VGAI ont été définies comme des concentrations de référence dans l'air d'une substance chimique en dessous desquelles aucun effet sanitaire ou aucune nuisance ayant un retentissement sur la santé par inhalation n'est attendu pour la population générale en l'état des connaissances actuelles. Il s'agit de contribuer à l'élaboration de recommandations visant *in fine* à éliminer, ou à réduire à un niveau acceptable du point de vue sanitaire, les contaminants ayant un effet néfaste sur la santé humaine et le bien-être, que cet effet soit connu ou supposé.

Concernant les particules, dans son avis de 2010, l'AFSSET ne proposait pas de VGAI pour des expositions aux particules présentes dans l'air intérieur, concluant que « *la démarche d'élaboration des VGAI n'est pas applicable stricto sensu au cas des particules, dans la mesure où celles-ci ne font pas l'objet de valeurs guides basées exclusivement sur des critères sanitaires proposées par des organismes supranationaux ou nationaux, ni de VTR dans les bases de données usuellement consultées* » (AFSSET 2009). Dans l'attente de l'acquisition de données, l'AFSSET recommandait la mise en œuvre par les politiques publiques des valeurs guides de l'OMS, soit 25 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 50 µg/m³ pour les PM₁₀ sur 24 heures, et 10 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 20 µg/m³ pour les PM₁₀ sur le long terme.

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) élabore des valeurs repères d'aide à la gestion dans les espaces clos (HCSP 2013). Par exemple, les valeurs de gestion établies par le HCSP pour les particules dans l'air intérieur (juillet 2013) sont une valeur cible de 15 µg/m³ en PM₁₀ et 10 µg/m³ en PM_{2,5} à l'horizon 2025. Les valeurs d'action rapide sont de 75 µg/m³ en PM₁₀ et 50 µg/m³ en PM_{2,5}.

Concernant le dioxyde d'azote (NO₂), l'OMS recommande une valeur guide de qualité de l'air intérieur de 200 µg/m³ pour une exposition de 1 heure, en cohérence avec la valeur guide de l'OMS pour la qualité de l'air ambiant (extérieur) (OMS 2010). Dans son avis de 2013, l'ANSES recommande également une VGAI de 200 µg/m³ sur 1 heure, ainsi qu'une VGAI de 20 µg/m³ sur le long terme (> 1 an).

Concernant le dioxyde de carbone (CO₂), dont la concentration dans l'air intérieur des bâtiments est liée à l'occupation humaine et au renouvellement d'air, le titre III des Règlements sanitaires départementaux (RSD) fixe, pour les bâtiments non résidentiels, un seuil en CO₂ de 1000 ppm dans des conditions normales d'occupation. Les valeurs limites réglementaire et/ou normative de qualité du renouvellement d'air en France et au niveau international, varient usuellement entre 1000 et 1500 ppm (ANSES 2013a). La norme NF EN 13779 « Exigences de performances pour les systèmes de ventilation et de conditionnement d'air » datée de 2007 et s'appliquant à la conception de systèmes de ventilation et de conditionnement de l'air dans les bâtiments non résidentiels sujets à occupation humaine, non industriels et non-fumeurs, fixe des lignes directrices concernant les systèmes de ventilation, de conditionnement de l'air et de climatisation afin d'assurer un environnement intérieur confortable et sain en toutes saisons moyennant des coûts d'installation et de fonctionnement raisonnables. Elle propose ainsi de classer la qualité de l'air intérieur par catégories en fonction de la concentration en CO₂ au-dessus du niveau de CO₂ de l'air extérieur (dCO₂) (Tableau 7).

⁷ Liste des VGAI disponible en ligne :

https://www.anses.fr/fr/system/files/Tableau_VGAI_Juillet%202018.pdf

Tableau 7 : Valeurs de CO₂ utilisées pour le classement de la qualité de l'air intérieur selon la norme NF EN 13779 (ANSES 2013a)

Niveaux de CO ₂ au dessus de l'air extérieur (ppm)		
Catégorie	Plage type	Valeur par défaut au sein de cette plage
Qualité de l'air intérieur excellente	≤400 ppm	350 ppm
Qualité de l'air intérieur moyenne	400-600 ppm	500 ppm
Qualité de l'air intérieur modérée	600-1000 ppm	800 ppm
Qualité de l'air intérieur basse	>1000 ppm	1200 ppm

Ces valeurs sont reprises de manière informative dans la norme internationale NF ISO 16814 « Méthodes d'expression de la qualité de l'air intérieur pour une occupation humaine » datée de 2010, et recommandées par défaut dans la norme EN 15251 « Critères d'ambiance intérieure pour la conception et évaluation de la performance énergétique des bâtiments couvrant la qualité de l'air intérieur, la thermique, l'éclairage et l'acoustique » datée de 2007. Aux Etats-Unis, la norme ASHRAE 62.1 « Ventilation for acceptable indoor air quality » datée de 2007, également reprise dans la norme internationale NF ISO 16814, recommande d'y maintenir un différentiel de concentration en CO₂ inférieur à 700 ppm par rapport au niveau de CO₂ de l'air extérieur (dCO₂).

2.3.3 Valeurs limites d'exposition professionnelle

Une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) est une limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur. Dans le dispositif de prévention des risques chimiques, la VLEP est un outil pour limiter les expositions sur le lieu de travail.

En France, depuis 2005, les VLEP sont établies réglementairement sur la base de recommandations émises par l'Anses qui réalise la phase d'expertise scientifique indépendante, et après une phase de concertation au sein du Conseil d'orientation sur les conditions de travail (COCT) pour discussions de l'applicabilité technico-économique. Suite à cette phase de concertation, des délais d'application peuvent éventuellement être fixés en fonction des problèmes de faisabilité technico-économique soulevés.

Les VLEP peuvent être contraignantes et fixées par voie de décret, ou indicatives et fixées par voie d'arrêtés, en fonction de critères préétablis, comme par exemple le caractère cancérigène de la substance ou l'existence d'une méthode de mesure de la concentration dans l'air validée.

Il existe également actuellement plusieurs centaines de valeurs limites admises à caractère indicatif mais non réglementaires, publiées dans différentes circulaires du ministère du Travail (INRS 2022).

Deux types de VLEP sont retenus réglementairement :

- VLEP-8h : limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur au cours d'un poste de travail de 8 heures. Dans l'état actuel des connaissances scientifiques (en toxicologie, médecine, épidémiologie), la VLEP-8h est censée protéger d'effets sur la santé à moyen et long termes, les travailleurs exposés régulièrement et pendant la durée d'une vie de travail à l'agent chimique considéré.
- VLCT-15min : limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur au cours une période de référence de 15 minutes pendant le pic d'exposition quelle que soit sa durée. Elle vise à protéger les travailleurs des effets néfastes sur la santé (effets toxiques immédiats ou à court terme, tels que des phénomènes d'irritation), dus à des pics d'exposition.

Les travailleurs des EFS sont exposés à des particules essentiellement métalliques et à d'autres composés chimiques dont la nature a été détaillée entre autres dans la précédente expertise de l'Anses relative à la qualité de l'air des EFS (ANSES 2015).

Les différentes valeurs limites d'exposition professionnelles relatives aux différents polluants mesurés dans les EFS ont été recensées en annexe 4 du rapport Anses de 2015 (ANSES 2015). Lorsqu'ils sont présents sous forme de particules, les valeurs limites s'expriment en fonction de la fraction inhalable ou alvéolaire des particules prélevées.

Il est à noter qu'en ce qui concerne les particules, dans les locaux à pollution spécifique⁸ il existe des VLEP-8h pour les poussières sans effet spécifique (PSES) (ANSES 2019) qui sont définies comme « *des poussières ne présentant pas d'effet autre que ceux résultant des conséquences d'une surcharge pulmonaire, à défaut d'avoir pu démontrer un effet spécifique. D'autres poussières et plus généralement d'autres substances, exclues des critères de définition des PSES, font alors l'objet de VLEP particulières. Les particules concernées par la définition des PSES présentent les caractéristiques suivantes :*

- *insolubilité ou très faible solubilité. Par convention, un composé sera dit « pratiquement insoluble » ou insoluble si sa solubilité est inférieure en proportion à 1/10.000 (CRC, 2016);*
- *propriété de surface : les PSES ne présentent pas d'activité de surface (ex. propriété oxydo-réductrice ou catalytique telle que la génération d'espèces réactives de l'oxygène, ROS);*
- *ne sont en particulier ni cytotoxiques, génotoxiques, radio-actives, immunogènes ou réactives chimiquement dans le tissu pulmonaire ;*
- *elles sont en revanche susceptibles d'exercer une génotoxicité indirecte via un processus inflammatoire (ILSI, 2000) ;*
- *forme : particulaire et non pas fibreuse ;*
- *taille : sont exclues, les particules ultrafines, les agrégats et agglomérats de particules nanométriques y compris s'ils sont de même composition chimique que les PSES. »*

Les VLEP-8h réglementaires pour les PSES sont actuellement de 10 mg/m³ pour la fraction inhalable et de 5 mg/m³ pour la fraction alvéolaire (article R. 4222-10 du code du travail). L'Anses a récemment recommandé des VLEP-8h plus faibles pour les PSES de 4 mg/m³ pour la fraction inhalable et de 0,9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire (ANSES 2019). D'autres particules font l'objet de VLEP particulières, comme par exemple le plomb, le cadmium ou le chrome.

⁸ Où des substances dangereuses ou gênantes sont émises.

Tableau 8 : Valeurs de qualité de l'air spécifiques ou appliquées aux EFS, valeurs de qualité de l'air intérieur, valeurs de qualité de l'air ambiant (extérieur) et valeurs limites d'exposition professionnelle recensées pour les particules, le dioxyde d'azote et le dioxyde de carbone

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PM10	Valeurs spécifiques aux EFS (non réglementaires)	France	455 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 1h30 397 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 1h45 347 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 2h 311 µg/m ³ pour une durée quotidienne de fréquentation des EFS de 2h15	(CSHPF 2001)
PM10	Valeur réglementaire appliquée aux EFS	Corée du Sud	100 µg/m ³ « en moyenne sur plus de 24h »	Indoor Air Quality Management Regulations for Public Facilities citées dans (W. Zhang <i>et al.</i> 2019)
PM10	Valeur réglementaire appliquée aux EFS	Taiwan	75 µg/m ³ en moyenne sur 24h	Taiwan Indoor Air Quality Management Act cité dans (Chen <i>et al.</i> 2016)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PM10	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	$\text{Indice } CIAI_i = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} (C_{P_i} - BP_{LO}) + I_{LO}$ <p>où C_{P_i} est la concentration mesurée/prédite en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 en moyenne sur 1 heure</p> <p>CIAI de 0 à 50 pour une qualité « bonne » avec $I_{LO}=0$, $I_{HI}=50$, $BP_{LO}=0$, $BP_{HI}=50$</p> <p>CIAI de 51 à 100 pour une qualité « modérée » avec $I_{LO}=51$, $I_{HI}=100$, $BP_{LO}=51$, $BP_{HI}=150$</p> <p>CIAI de 101 à 150 pour une qualité « insalubre pour les populations sensibles » avec $I_{LO}=101$, $I_{HI}=150$, $BP_{LO}=151$, $BP_{HI}=250$</p> <p>CIAI de 151 à 250 pour une qualité « insalubre » avec $I_{LO}=151$, $I_{HI}=250$, $BP_{LO}=251$, $BP_{HI}=350$</p> <p>CIAI de 251 à 350 pour une qualité « très insalubre » avec $I_{LO}=251$, $I_{HI}=350$, $BP_{LO}=351$, $BP_{HI}=450$</p> <p>CIAI de 351 à 500 pour une qualité « dangereuse » $I_{LO}=351$, $I_{HI}=500$, $BP_{LO}=451$, $BP_{HI}=600$</p>	(Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Oh <i>et al.</i> 2012)
PM10	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indice $CCIAI_i = CIAI_i \times 24$	(Oh <i>et al.</i> 2012)
PM10	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indices $CIAT_i$ et $CCIAT_i$ (Valeurs non présentées compte tenu des problèmes d'unités dans la méthode de construction)	(Safder <i>et al.</i> 2019)
PM10	Valeur réglementaire de qualité de l'air ambiant (extérieur)	France et Europe	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (valeur limite UE/FR) 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an (valeur limite UE/FR) 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière (seuil d'information FR) 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière (seuil d'alerte FR) 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (objectif de qualité FR)	(ANSES 2017)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PM10	Valeurs guides de qualité de l'air ambiant (extérieur)	Monde	45 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur guide) 150 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-1) 100 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-2) 75 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-3) 50 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-4) 15 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur guide) 70 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-1) 50 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-2) 30 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-3) 20 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-4)	(OMS 2021)
PM10	Valeurs d'aide à la gestion de l'air intérieur	France	21 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur repère d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2021) 18 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur repère d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2023) 15 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2023)	(HCSP 2013)
PM2,5	Valeurs appliquées aux EFS	Espagne	100 µg/m ³ en moyenne sur 24h 75 µg/m ³ en moyenne sur 24h 50 µg/m ³ en moyenne sur 24h 25 µg/m ³ en moyenne sur 24h	(Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017)
PM2,5	Valeur réglementaire appliquée aux EFS	Corée du Sud	50 µg/m ³	Indoor Air Quality Management Regulations for Public Facilities citées dans (W. Zhang <i>et al.</i> 2019)
PM2,5	Valeur réglementaire appliquée aux EFS	Taiwan	35 µg/m ³ en moyenne sur 24h	Taiwan Indoor Air Quality Management Act cité dans (Chen <i>et al.</i> 2016)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PM2,5	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	$\text{Indice } CIAI_i = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} (C_{P_i} - BP_{LO}) + I_{LO}$ <p>où C_{P_i} est la concentration mesurée/prédite en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM2,5 en moyenne sur 1 heure</p> <p>CIAI de 0 à 50 pour une qualité « bonne » avec $I_{LO}=0$, $I_{HI}=50$, $BP_{LO}=0$, $BP_{HI}=15$</p> <p>CIAI de 51 à 100 pour une qualité « modérée » avec $I_{LO}=51$, $I_{HI}=100$, $BP_{LO}=16$, $BP_{HI}=40$</p> <p>CIAI de 101 à 150 pour une qualité « insalubre pour les populations sensibles » avec $I_{LO}=101$, $I_{HI}=150$, $BP_{LO}=41$, $BP_{HI}=140$</p> <p>CIAI de 151 à 250 pour une qualité « insalubre » avec $I_{LO}=151$, $I_{HI}=250$, $BP_{LO}=141$, $BP_{HI}=250$</p> <p>CIAI de 251 à 350 pour une qualité « très insalubre » avec $I_{LO}=251$, $I_{HI}=350$, $BP_{LO}=251$, $BP_{HI}=350$</p> <p>CIAI de 351 à 500 pour une qualité « dangereuse » $I_{LO}=351$, $I_{HI}=500$, $BP_{LO}=351$, $BP_{HI}=500$</p>	(Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Oh <i>et al.</i> 2012)
PM2,5	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indice $CCIAI_i = CIAI_i \times 24$	(Oh <i>et al.</i> 2012)
PM2,5	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indices $CIAT_i$ et $CCIAT_i$ (Valeurs non présentées compte tenu des problèmes d'unités dans la méthode de construction)	(Safder <i>et al.</i> 2019)
PM2,5	Valeurs réglementaires de qualité de l'air ambiant (extérieur)	France et Europe	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (valeur limite UE/FR) 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (indice d'exposition moyenne UE/FR et valeur cible FR) 11,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (indice d'exposition moyenne en 2025 FR) 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (objectif de qualité en moyenne annuelle FR)	(ANSES 2017)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PM2,5	Valeurs guides de qualité de l'air ambiant (extérieur)	Monde	15 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur guide) 75 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-1) 50 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-2) 37,5 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-3) 25 µg/m ³ en moyenne sur 24h à ne pas dépasser plus de 3-4 jours par an (valeur cible intermédiaire IT-4) 5 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur guide) 35 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-1) 25 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-2) 15 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-3) 10 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible intermédiaire IT-4)	(OMS 2021)
PM2,5	Valeurs d'aide à la gestion de qualité de l'air intérieur	France	14 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur repère d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2021) 12 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur repère d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2023) 10 µg/m ³ en moyenne annuelle (valeur cible d'aide à la gestion dans les espaces clos à échéance 2023)	(HCSP 2013)
Particules sans effet spécifique (PSES) - fraction inhalable	Valeur limite d'exposition professionnelle, réglementaire	France	10 mg/m ³ en moyenne sur 8 h	Article R. 4222-10 du code du travail
PSES – fraction inhalable	Valeur limite d'exposition professionnelle (non réglementaire)	France	4 mg/m ³ en moyenne sur 8 h	(ANSES 2019)
PSES - fraction alvéolaire	Valeur limite d'exposition professionnelle, réglementaire	France	5 mg/m ³ en moyenne sur 8 h	Article R. 4222-10 du code du travail

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
PSES - fraction alvéolaire	Valeur limite d'exposition professionnelle (non réglementaire)	France	0,9 mg/m ³ en moyenne sur 8 h	(ANSES 2019)
NO2	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	$\text{Indice } CIAI_i = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} (C_{P_i} - BP_{LO}) + I_{LO}$ où C _{pi} est la concentration mesurée/prédite en µg/m ³ de NO ₂ en moyenne sur 1 heure CIAI de 0 à 50 pour une qualité « bonne » avec I _{LO} =0, I _{HI} =50, BP _{LO} =0, BP _{HI} =0,03 CIAI de 51 à 100 pour une qualité « modérée » avec I _{LO} =51, I _{HI} =100, BP _{LO} =0,031, BP _{HI} =0,05 CIAI de 101 à 150 pour une qualité « insalubre pour les populations sensibles » avec I _{LO} =101, I _{HI} =150, BP _{LO} =0,051, BP _{HI} =0,015 CIAI de 151 à 250 pour une qualité « insalubre » avec I _{LO} =151, I _{HI} =250, BP _{LO} =0,0151, BP _{HI} =0,25 CIAI de 251 à 350 pour une qualité « très insalubre » avec I _{LO} =251, I _{HI} =350, BP _{LO} =0,251, BP _{HI} =0,5 CIAI de 351 à 500 pour une qualité « dangereuse » I _{LO} =351, I _{HI} =500, BP _{LO} =0,501, BP _{HI} =2	(Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Oh <i>et al.</i> 2012)
NO2	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indice $CCIAI_i = CIAI_i \times 24$	(Oh <i>et al.</i> 2012)
NO2	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	Indices $CIAI_i$ et $CCIAI_i$ (Valeurs non présentées compte tenu des problèmes d'unités dans la méthode de construction)	(Safder <i>et al.</i> 2019)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
NO2	Valeurs réglementaires de qualité de l'air ambiant (extérieur)	France et Europe	40 µg/m3 en moyenne annuelle (valeur limite UE/FR et objectif de qualité FR) 200 µg/m3 en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 18 fois par an (valeur limite UE/FR) 400 µg/m3 en moyenne horaire (seuil d'alerte UE/FR) 200 µg/m3 en moyenne horaire (seuil d'information FR)	(ANSES 2017)
NO2	Valeurs guides de qualité de l'air ambiant (extérieur)	Monde	200 µg/m3 en moyenne horaire 40 µg/m3 en moyenne annuelle	(OMS 2006)
NO2	Valeur guide de qualité de l'air intérieur	Monde	200 µg/m3 en moyenne horaire	(OMS 2010)
NO2	Valeur guide de qualité de l'air intérieur (VGAI) – non réglementaire	France	200 µg/m3 en moyenne horaire 20 µg/m3 sur le long terme (> 1 an)	(ANSES 2013b)
NO2	Valeur limite d'exposition professionnelle réglementaire	France	1,91 mg/m3 (1 ppm) sur 15 min	(INRS 2020)
NO2	Valeur limite d'exposition professionnelle réglementaire	France	0,960 mg/m3 (0,5 ppm) sur 8 h	(INRS 2020)

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
CO2	Indice de qualité de l'air appliqué aux EFS	Corée du Sud	$\text{Indice } CIAI_i = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} (CP_i - BP_{LO}) + I_{LO}$ <p>où Cpi est la concentration mesurée/prédite en µg/m3 de CO2 en moyenne sur 1 heure</p> <p>CIAI de 0 à 50 pour une qualité « bonne » avec I_{LO}=0, I_{HI}=50, BP_{LO}=0, BP_{HI}=500</p> <p>CIAI de 51 à 100 pour une qualité « modérée » avec I_{LO}=51, I_{HI}=100, BP_{LO}=501, BP_{HI}=1000</p> <p>CIAI de 101 à 150 pour une qualité « insalubre pour les populations sensibles » avec I_{LO}=101, I_{HI}=150, BP_{LO}=1001, BP_{HI}=1500</p> <p>CIAI de 151 à 250 pour une qualité « insalubre » avec I_{LO}=151, I_{HI}=250, BP_{LO}=1501, BP_{HI}=2000</p> <p>CIAI de 251 à 350 pour une qualité « très insalubre » avec I_{LO}=251, I_{HI}=350, BP_{LO}=2001, BP_{HI}=3000</p> <p>CIAI de 351 à 500 pour une qualité « dangereuse » I_{LO}=351, I_{HI}=500, BP_{LO}=3001, BP_{HI}=5000</p>	(Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Oh <i>et al.</i> 2012)
CO2	Valeur réglementaire de qualité de l'air intérieur	France	1000 ppm pour les bâtiments non résidentiels, dans des conditions normales d'occupation.	Titre III des Règlements sanitaires départementaux (RSD)
CO2	Valeur de qualité de l'air intérieur	France et Europe	<p>≤ 400 ppm (ou par défaut 350 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « excellente »</p> <p>400-600 ppm (ou par défaut 500 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « moyenne »</p> <p>600-1000 ppm (ou par défaut 800 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « modérée »</p> <p>>1000 ppm (ou par défaut 1200 ppm) au dessus de l'air extérieur : qualité « basse »</p>	NF ISO 16814 Norme EN 15251

Polluant	Type de valeur	Pays	Valeur	Référence consultée
CO2	Valeur limite d'exposition professionnelle, réglementaire	France	9000 mg/m3 (5000 ppm) en moyenne sur 8 h	(INRS 2012)

2.4 Echantillonnage et prélèvement des particules en suspension

Les polluants dans les EFS sont essentiellement présents sous forme particulaire (Cf. chapitre 2.2.1). Or, différentes définitions ou conventions relatives à la pollution particulaire coexistent en fonction du domaine considéré : domaine de la santé environnementale ou santé au travail. De même les méthodes de mesure de la pollution particulaire sont nombreuses et également différentes en fonction du domaine considéré.

Du fait que les EFS sont fréquentées à la fois par une population d'usagers et par une population de travailleurs, certaines définitions, conventions et certains dispositifs de mesure propres à ces domaines ont déjà été détaillés dans le précédent rapport (ANSES 2015). Un rappel des principaux éléments est néanmoins présenté ci-après.

2.4.1 Particules et fractions particulaires

Le terme particules est une expression générique qui désigne un mélange de polluants solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. La notion d'aérosol inclut à la fois les particules et le gaz dans lequel elles se trouvent en suspension. De par leur taille et leur composition chimique très variables, les particules sont l'un des constituants les plus complexes et hétérogènes de l'atmosphère.

Les particules sont habituellement classées par plages de diamètre aérodynamique équivalent D_{ae} , autrement appelées fractions particulaires, définies par diverses conventions selon le domaine considéré.

Ainsi dans le domaine de l'environnement et de l'air intérieur, les fractions communément utilisées sont les fractions massiques PM10 et PM2,5⁹. Elles sont définies par l'US EPA (US EPA 2006) comme la masse totale de particules prélevées déterminée par une méthode de référence ou équivalente à la méthode de référence pour des D_{ae} inférieurs à 10 et à 2,5 μm respectivement. La fraction PM10 représente la fraction « respirable » par l'homme, autrement dit, la fraction de particules, qui, du fait de sa taille et de sa vitesse de sédimentation dans l'air a une probabilité élevée de pénétrer dans la région thoracique de l'arbre respiratoire. Au sein de cette fraction, les PM2,5, également appelées particules fines, peuvent pénétrer jusqu'aux alvéoles pulmonaires. La fraction « grossière » ou « coarse », de D_{ae} compris entre 2,5 et 10 μm , est en partie retenue dans les voies respiratoires supérieures. Le terme de particules ultrafines (PUF) désigne généralement les particules de $D_{ae} < 0,1 \mu\text{m}$ (ou $< 100 \text{ nm}$). La contribution en masse de cette fraction aux fractions PM10 et même PM2,5 est négligeable, contrairement à celle en nombre.

Dans le domaine de la santé au travail, les expositions professionnelles sont mesurées et exprimées à l'aide de fractions particulaires liées à la santé, en relation avec leur efficacité de pénétration dans l'organisme par les voies respiratoires, cette dernière étant croissante avec la plus faible taille des particules. Dans l'aérosol total ambiant, également appelé fraction totale, seule une partie des particules, appelée la fraction inhalable, va pénétrer dans l'organisme par les voies aériennes. Dans cette fraction, une partie des particules se dépose au niveau des voies aériennes supérieures et une autre partie pénètre plus profondément au-delà du larynx : il s'agit de la fraction thoracique. A l'intérieur de cette fraction, la partie la plus fine des particules peut pénétrer encore plus profondément pour atteindre les alvéoles pulmonaires, où elles peuvent se déposer : c'est la fraction alvéolaire.

⁹ PM signifie « Particulate Matter »

Ces trois fractions, inhalable, thoracique et alvéolaire dont le modèle mathématique est décrit dans la norme EN 481¹⁰, permettent de définir les spécifications d'efficacité de captage auxquelles doit répondre un échantillonneur pour le prélèvement de l'une de ces fractions.

Les courbes de pénétration des fractions conventionnelles du domaine de la santé au travail et des PM, indicateur environnemental, sont représentées sur la Figure 10. La PM10 et la fraction thoracique sont assez proches, avec des diamètres de coupure¹¹ de 10,6 μm et 10 μm respectivement. Le diamètre de coupure de la fraction alvéolaire est de 4 μm .

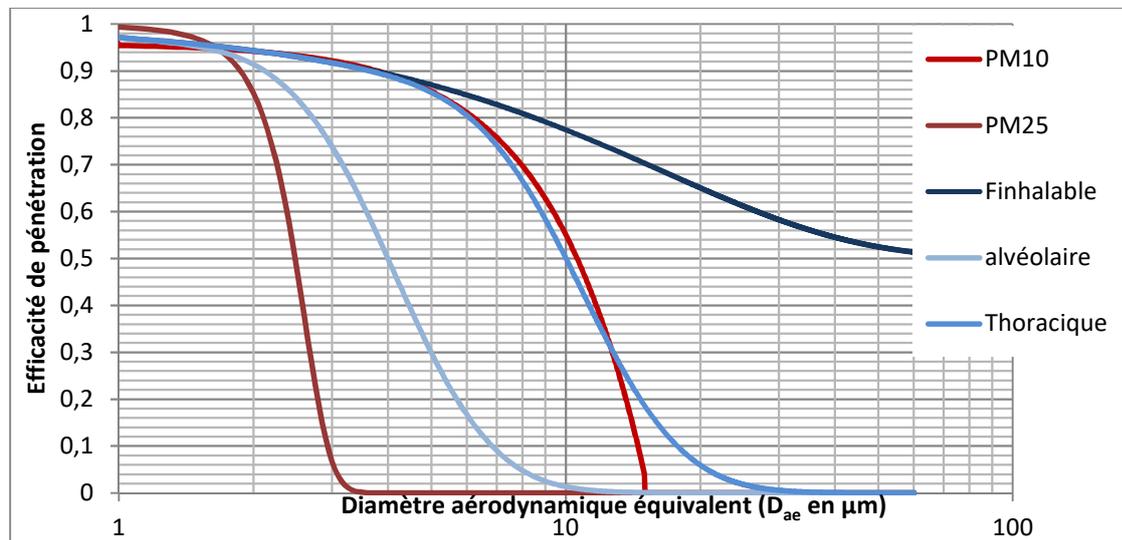


Figure 10 : Courbes de pénétration des différentes fractions conventionnelles utilisées dans les domaines de la santé au travail et de la santé environnementale (ANSES 2015)

Pour un aérosol standard, les poussières sédimentables, constituées de particules de $D_{ae} > 10 \mu\text{m}$ présentent un risque d'exposition par inhalation faible pour l'homme, mais représentent une source d'exposition par voie cutanée, soit par dépôt direct sur la peau, soit par contact main-surface, main-objet et également une source d'exposition par ingestion par le biais du contact main-bouche.

2.4.2 Méthodes de mesure de la pollution particulaire dans l'environnement

Les méthodes de mesure des particules en suspension sont multiples et variées, en raison de leur nature extrêmement complexe et diversifiée. En effet, la description complète de la pollution particulaire nécessite la mise en œuvre de différentes méthodes, complémentaires, basées essentiellement sur 3 approches : la détermination de la concentration massique, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air, la détermination du nombre de particules, plus adaptée pour une évaluation quantitative des fractions fine et ultrafine, et enfin l'analyse de leur composition chimique.

¹⁰NF EN 481 Novembre 1993 : Atmosphères des lieux de travail - Définition des fractions de taille pour le mesurage des particules en suspension dans l'air

¹¹ Le diamètre de coupure correspond au diamètre aérodynamique pour lequel l'efficacité d'échantillonnage est de 50 %.

La mesure des particules dans le cadre des missions de caractérisation de la qualité de l'air reste encore largement conditionnée par la fourniture d'un résultat en concentration massique, même si ce dernier est peu adapté aux PUF, de par leur très faible masse et leur très grand nombre. Le comptage permet une quantification plus représentative de ces particules. La détermination de la taille et de la composition chimique des particules permet également d'améliorer les connaissances sur leur origine, leur toxicité potentielle et leurs mécanismes de formation, par exemple au sein d'EFS : abrasion, arrachement, remise en suspension, sources extérieures aux EFS dont la combustion.

La caractérisation des particules en suspension comporte une phase de prélèvement, suivie d'une phase de mesure ou d'analyse. Les particules en suspension peuvent être prélevées soit par aspiration d'un volume d'air au moyen d'une pompe, soit par dépôt passif sur un support de collecte conçu à cet effet.

Les méthodes de mesure peuvent être complétées par des techniques de modélisation.

Une présentation détaillée de toutes ces méthodes est notamment disponible dans le rapport « synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants » (Airparif 2008) et le rapport ANSES (2015). Pour le présent rapport, il n'a pas été fait de mise à jour sur d'éventuelles nouvelles méthodes.

Pour rappel, ces méthodes permettent de déterminer :

- *La concentration massique des particules* : Plaquettes ou jauges de dépôt, mesures gravimétriques, et mesures automatiques (jauge BETA et Tapered Element Oscillating Microbalancen néphélomètres et photomètres laser)
- *Les nombres (ou comptages) de particules* : granulomètre Differential Mobility Particles Sizer ou Scanning Mobility Particles Sizer qui associe, dans sa version automatisée, un Analyseur Différentiel de Mobilité Électrique et un Compteur à Noyau de Condensation, Compteurs Optiques de Particules, Aerodynamic Particle Sizer, et Electrical Low Pressure Impacto
- *Des images tridimensionnelles de la pollution particulaire* : *Mesures LIDAR*
- *Des modélisation des niveaux de particules* : Les outils de modélisation présentent des intérêts multiples, complémentaires à la mesure (description des niveaux de pollution à différentes échelles temporelles, meilleure gestion des moyens de ventilations, compréhension des phénomènes de pollution, notamment par l'étude rétrospective, identification des sources et évaluation des inventaires des émissions, et études prospectives de scénarios de réduction).

La comparabilité des méthodes de mesure reste néanmoins problématique. Parmi les publications identifiées dans la littérature scientifique et présentant des données de mesure de pollution de l'air des EFS, peu décrivent les moyens et les protocoles utilisés. Ce manque ne permet pas de classer les mesures réalisées afin de comparer des concentrations avec un niveau équivalent de qualité et d'incertitudes de mesure.

Le Tableau 9 synthétise, pour les différents matériels utilisés et recensés dans la revue de la littérature, les ordres de grandeurs des biais généralement constatés sur les résultats des différentes méthodes de mesure de particules par rapport à la méthode de référence qu'est la gravimétrie.

Dans les enceintes ferroviaires souterraines, le biais des méthodes optiques est de manière générale compris entre 1,5 et 3. Les concentrations mesurées par méthode optique et converties en concentrations gravimétriques sont donc généralement surestimées, ce qui engendre un biais dans les comparaisons et les conclusions de certaines études.

Tableau 9 : Équivalence des résultats des différentes méthodes de mesures de concentration massique des particules dans les EFS avec la méthode gravimétrique (ANSES 2015)

	Méthode de référence : Mesure par gravimétrie	Méthode de mesure automatique		Méthode de mesure optique		
		Equivalent	Non équivalent	Comptage	Néphélomètre	
					Nouvelle génération	Ancienne génération
Exemple de matériels	Impacteur DEKATI Partisol (R&P) DA80 (Digitel)	BAM- Smart heater (MetOne) TEOM-FDMS(Thermo)	TEOM (Thermo)	1.108 (Grimm)	Dust Trak (TSI)	PDR1200 (Thermo) Scout 3020 (R&P)
Artéfact possible	Trajet entre le préleveur et le laboratoire de pesée	Humidité	Volatilisation de certains composés Humidité	Nature de l'aérosol Humidité > 60%HR	Nature de l'aérosol Humidité > 60%HR	Nature de l'aérosol Granulométrie Humidité
Ordre de grandeur des ratios des concentrations massiques déterminées par la méthode considérée et la méthode de référence		[0,8 – 1,2]	[0,8 – 1,5]	[0,5 – 3,0]	[0,5 – 3,0]	[0,2 – 6,0]

3 Etat des connaissances sur la toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

3.1 Introduction

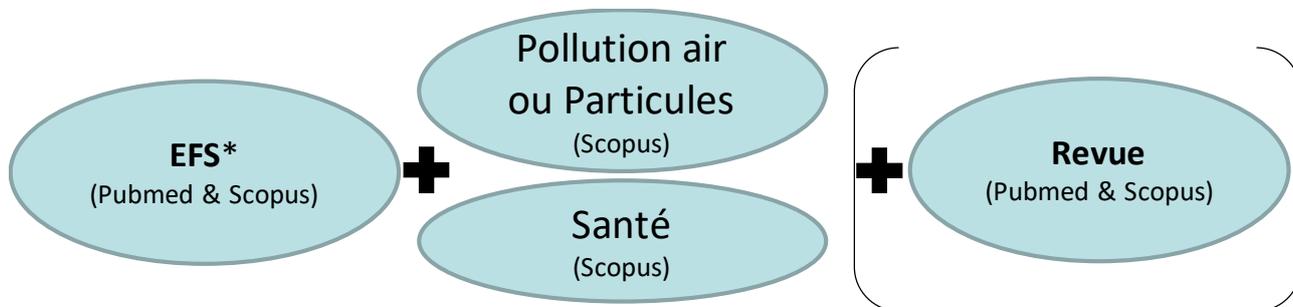
Le présent chapitre est une mise à jour du chapitre 4 du rapport de l'expertise Anses 2015 (ANSES 2015). En pratique, la description et l'analyse des nouvelles études publiées depuis l'expertise Anses 2015 (identifiées par une étoile ★ dans le texte) ont été ajoutées au texte et les conclusions de l'expertise 2015 ont été modifiées ou nuancées lorsque les informations apportées par ces nouvelles publications le justifiaient. La revue réalisée lors de la précédente expertise (ANSES 2015) intégrait les données des études expérimentales *in vitro* et *in vivo* relatives à la toxicité des particules prélevées dans des enceintes ferroviaires souterraines (EFS), et ayant fait l'objet de publications scientifiques jusqu'en 2014, soit onze études *in vitro* et deux études *in vivo*.

Afin de compléter cette revue, des requêtes avec les moteurs de recherche Pubmed® et Scopus® ont été réalisées dans l'objectif d'identifier les revues (systématiques) de la littérature, les études référencées dans ces revues et les études publiées ultérieurement à la dernière revue, en utilisant le PECO (population, exposition, comparator, outcome) indiqué au Tableau 10.

Tableau 10 : PECO

PECO	
Population (ou sujets étudiés)	<p><u>Population cible</u> : population générale (incluant sous-populations sensibles et vulnérables)</p> <p><u>Populations étudiées chez l'Homme</u> : population générale (incluant sous-populations sensibles et vulnérables) et travailleurs des EFS fréquentant les mêmes espaces que les usagers des transports en EFS</p> <p><u>Espèces étudiées chez l'animal</u> : Toutes espèces mammifères</p> <p><u>Tous modèles in vitro</u></p>
Exposition	Exposition aux particules de l'air ambiant des EFS
Comparateur	Absence d'exposition, exposition plus faible ou exposition à des particules urbaines, de combustion ou d'abrasion
Outcome	Tous effets sur la santé

Des algorithmes de recherche ont été élaborés à partir des concepts d'inclusion suivants (pas de concept d'exclusion) :



Les algorithmes ont été élaborés en s'appuyant sur les termes utilisés dans les algorithmes de recherche de (ANSES 2015, Cepeda *et al.* 2017, Loxham et Nieuwenhuijsen 2019). Après plusieurs tests, les requêtes retenues pour identifier dans un premier temps les revues étaient les suivantes :

- **Requête Pubmed 1** (((("subway*") OR "underground railway*") OR "underground train*")) AND "review"[Publication Type])
- **Requête Pubmed 2** (((((((("subway*") OR "underground railway*") OR "enclosed railway*") OR "underground train*") OR "metro") OR "metropolitan") OR "tube")) AND "review"[Publication Type])
- **Requête Scopus** ((TITLE-ABS-KEY (subway*) OR TITLE-ABS-KEY (metro) OR TITLE-ABS-KEY (underground) OR TITLE-ABS-KEY (tube) OR TITLE-ABS-KEY (train) OR TITLE-ABS-KEY (rail*))) AND ((TITLE-ABS-KEY (particule*) OR TITLE-ABS-KEY (particul* W/3 matter*) OR TITLE-ABS-KEY (air) OR TITLE-ABS-KEY (pollut*) OR TITLE-ABS-KEY (dust))) AND (INDEXTERMS (health OR epidemiology OR toxicology OR biochemistry)) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE , "re")))

En complément, ont été ajoutées les références de revues publiées après 2014 et listées dans la bibliographie des revues sélectionnées.

Après exclusion des références ne répondant pas au PECO et suppression des doublons, 13 revues de la littérature ont finalement été sélectionnées (Figure 11).

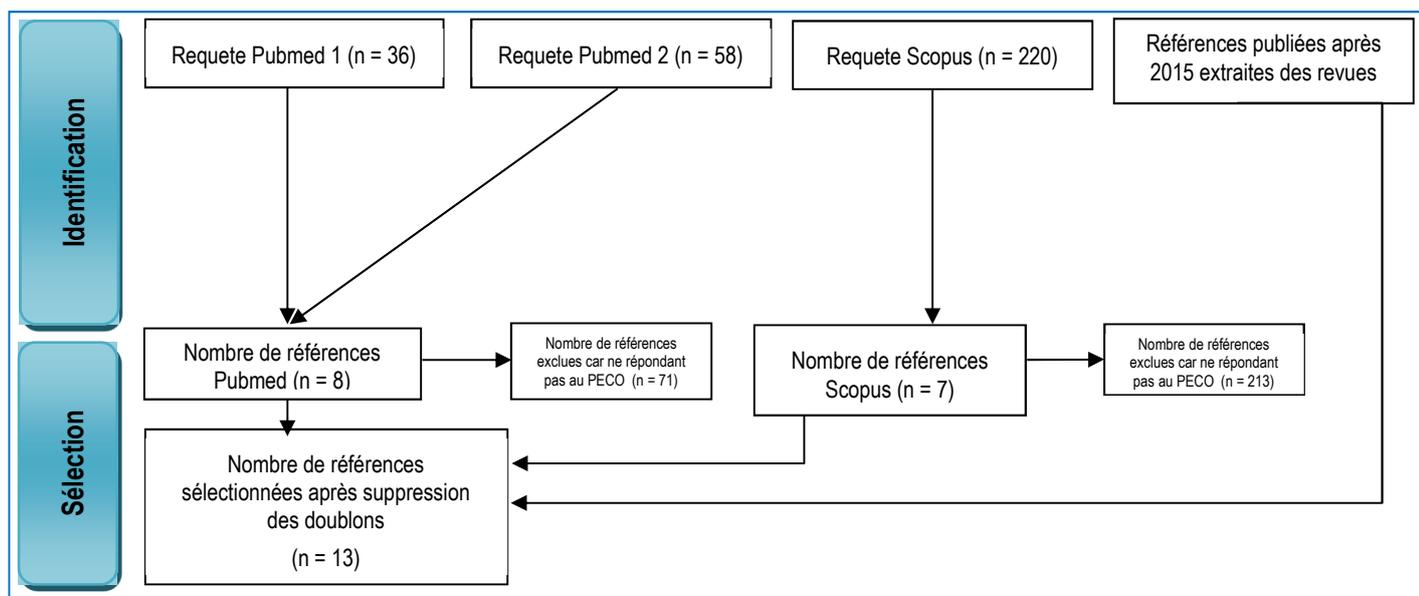


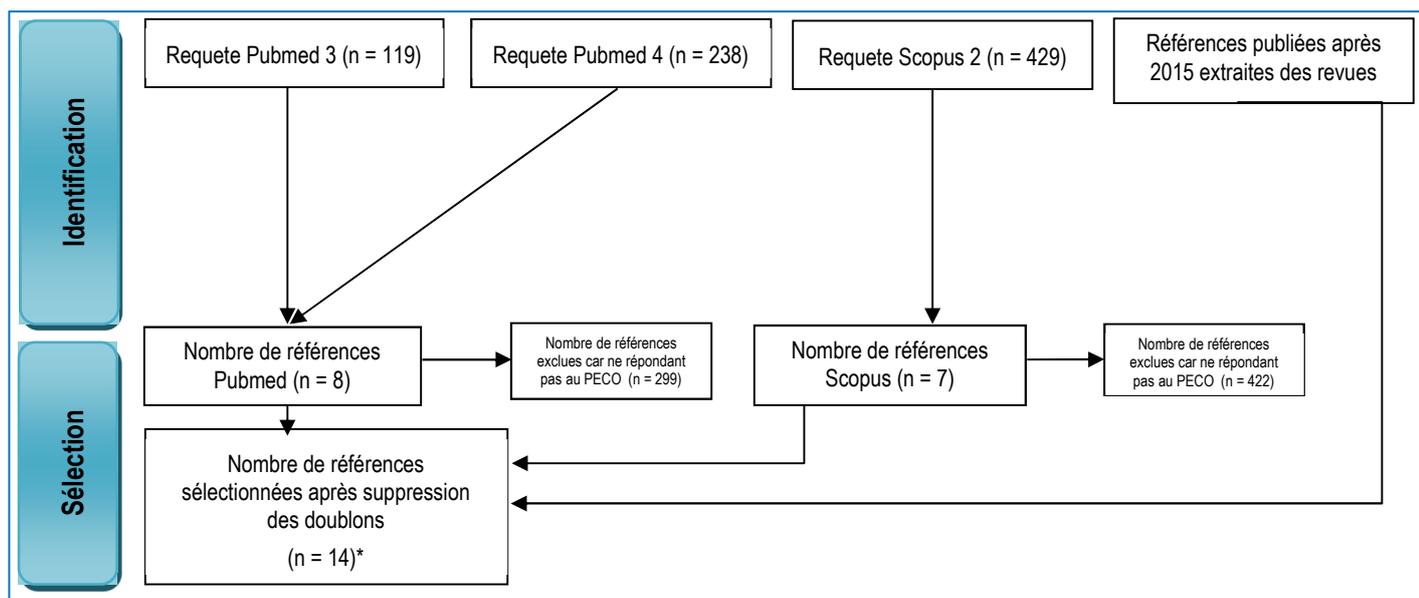
Figure 11 : Diagramme de flux de sélection des revues de la littérature

A partir de la liste bibliographique dans les 13 revues finalement sélectionnées, les références des études princeps publiées à partir de 2014 (dernière année de publication des études incluses dans la revue (ANSES 2015)) ont été incluses. Parmi les revues sélectionnées, la revue systématique la plus récente (Loxham et Nieuwenhuijsen 2019) inclut des études publiées jusqu'en 2018. Aussi, les études publiées après 2018 ont été recherchées en repartant des algorithmes précédents mais en y supprimant le terme pour filtrer les revues, et en y ajoutant un terme pour filtrer les études publiées à partir de l'année 2018, soit :

- **Requête Pubmed 3** (((("subway*") OR "underground railway*") OR "underground train*")) AND ("2018"[Date - Publication] : "3000"[Date - Publication])
- **Requête Pubmed 4** (((((((("subway*") OR "underground railway*") OR "enclosed railway*") OR "underground train*") OR "metro") OR "metropolitan") OR "tube")) AND ("2018"[Date - Publication] : "3000"[Date - Publication])

- **Requête Scopus 2** ((TITLE-ABS-KEY (subway*) OR TITLE-ABS-KEY (metro) OR TITLE-ABS-KEY (underground) OR TITLE-ABS-KEY (tube) OR TITLE-ABS-KEY (train) OR TITLE-ABS-KEY (rail*))) AND ((TITLE-ABS-KEY (particule*) OR TITLE-ABS-KEY (particul* W/3 matter*) OR TITLE-ABS-KEY (air) OR TITLE-ABS-KEY (pollut*) OR TITLE-ABS-KEY (dust))) AND (INDEXTERMS (health OR epidemiology OR toxicology OR biochemistry)) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR , 2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR , 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR , 2018)))

En complément, ont été ajoutées les références des études princeps publiées après 2014 dans la liste bibliographique des revues sélectionnées, ainsi que des études portant sur des particules d'émission de freinage automobile compte tenu de la similarité de leur composition physico-chimique avec des particules d'EFS et de la rareté des études disponibles sur la toxicité des particules d'EFS.



* Inclut trois études sur des particules non spécifiques des EFS (émissions de freinage automobile), une *in vivo* et deux *in vitro*, retenues compte tenu de la similarité de la composition physico-chimique, de la rareté des études *in vivo* et de la rareté des études *in vitro* sur la fraction nanométrique.

Figure 12 : Diagramme de flux de sélection des études princeps

Après exclusion des références ne répondant pas au PECO et suppression des doublons, 14 nouvelles études ont finalement été sélectionnées (Figure 12), dont 9 études toxicologiques (8 études *in vitro* et 1 étude *in vivo*) et 5 études épidémiologiques.

7 autres études portant sur des indices de qualité de l'air dans les EFS ont été conservées pour le chapitre 2.3.1.

Les études incluses ont été publiées jusqu'au 19 juin 2020.

Cette mise à jour de l'expertise Anses 2015 inclut au total dix-huit études *in vitro* et trois études *in vivo*. Certaines de ces études se sont concentrées sur la capacité des particules prélevées dans les EFS à produire des espèces réactives de l'oxygène (ERO), un stress oxydant ou encore une réponse inflammatoire, tandis que d'autres ont étudié leur potentiel génotoxique. Deux études portant sur la toxicité de particules d'émission de freinage automobile (Gasser *et al.* 2009, Puisney *et al.* 2018), dont une incluant le rôle de la fraction nanométrique (Puisney *et al.* 2018), ont été identifiées. Une étude a investigué la solubilité et biodisponibilité des composés métalliques de particules d'EFS (Figuroa-Lara *et al.* 2019).

Ces études ont fait appel aussi bien à des approches acellulaires pour évaluer le potentiel intrinsèque de ces particules à générer des ERO et provoquer des lésions oxydatives de l'ADN, qu'à

des études *in vitro* en utilisant des modèles de cellules cibles potentielles de ces particules à savoir des macrophages alvéolaires et des cellules épithéliales bronchiques ou encore des pneumocytes de type II, bien que l'une des études ait utilisé un modèle non pulmonaire (HeLa). Une étude *in vivo* a évalué chez des rats exposés à ces particules des marqueurs de l'inflammation dans le lavage broncho-alvéolaire, la clairance pulmonaire et des effets histologiques (Cullen *et al.* 1995). Ce rapport d'étude n'a pas été publié dans une revue à comité de lecture. Une autre étude *in vivo* chez des souris BALB/C exposées à des particules d'émissions de freinage automobile a été identifiée (Gerlofs-Nijland *et al.* 2019).

Une seule étude française a été identifiée concernant des particules prélevées dans des EFS de la RATP (Bachoual *et al.* 2007). Elle a associé une étude *in vitro* à une étude *in vivo* chez la souris. Elle sera présentée séparément à la fin de ce chapitre.

Une veille sur titre et abstract des études publiées entre juillet 2020 et février 2022 a été réalisée afin de s'assurer que les nouvelles études non incluses ne modifiaient pas les conclusions de cette mise à jour.

3.2 Revue de la littérature

3.2.1 Biodisponibilité des composés métalliques

Après avoir collecté pendant deux saisons contrastées les PM présentes sur les quais d'une station de métro mexicaine, à l'interconnexion de trois lignes situées à des profondeurs différentes, Figueroa-Lara *et al.* (2019) ★ ont étudié leurs compositions chimiques et leurs biodisponibilités dans le fluide lysosomal pulmonaire, qui ne reflète pas complètement les conditions réelles du compartiment pulmonaire. Les concentrations de PM_{2,5} au cours des saisons froides-sèches et chaudes-sèches présentaient des différences statistiques, se situant en moyenne à 57 et 66 µg/m³ respectivement, dans la ligne moins profonde, 90 µg/m³ et 111 µg/m³ dans la ligne intermédiaire, et 104 et 122 µg/m³ dans la ligne la plus profonde. Pendant la saison froide-sèche et la saison chaude-sèche, les concentrations de PM_{2,5} dans l'enceinte du métro étaient respectivement jusqu'à 3,5 fois et jusqu'à 5 fois plus élevées que dans l'air ambiant. Comme les PM_{2,5}, les métaux analysés (pg/m³: Al₂O₃, SiO₂, Ca, Mg, Ba, Fe, et ng/m³: Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, V, Zn) présentaient des concentrations plus élevées dans les lignes plus profondes ainsi que les 17 HAP analysés, qui variaient de 4,5 à 11,7 ng/m³. De plus, certains métaux (Zn, Pb, V et Ni) détectés dans ces particules présentaient la solubilité la plus élevée dans le liquide lysosomal artificiel, suggérant une biodisponibilité élevée dans les liquides pulmonaires. A partir des résultats de leur étude, les auteurs ont conclu que : (i) les normes mexicaines et de l'OMS sur les PM_{2,5} dans les plates-formes de métro ont été dépassées tous les jours avec des concentrations 2 à 5 fois supérieures à l'air extérieur. Les concentrations de PM_{2,5} et les compositions chimiques des particules dans les plates-formes de métro présentaient des différences significatives avec celles mesurées à l'extérieur, suggérant la présence de différentes sources, (ii) les concentrations de PM_{2,5} et leurs constituants chimiques étaient plus élevées pendant la saison chaude-sèche que pendant la saison froide-sèche, car les ventilateurs favorisent la suspension des particules, (iii) les concentrations de métaux, d'espèces crustales et carbonées liées aux particules du métro étaient jusqu'à 8 fois plus élevées que l'air extérieur dans les lignes plus profondes, ce qui pourrait représenter un risque pour la santé des usagers et des travailleurs, et (iv) la biodisponibilité des espèces métalliques détectées dans les PM_{2,5} du métro (Zn > Pb > V > Ni > Cu > Mn > Cr) n'est pas le même que celle trouvée dans l'air extérieur suggérant différents états d'oxydation dans différents composés inorganiques. Toutefois, comme préalablement souligné, l'étude de la biodisponibilité pulmonaire des espèces métalliques n'a été évaluée qu'au travers de tests acellulaires, peu représentatifs des conditions réellement rencontrées dans le compartiment pulmonaire, ce qui limite la portée des résultats présentés par Figueroa-Lara *et al.* (2019).

3.2.2 Potentiel et stress oxydants *in vitro*

Dix publications traitent des effets pro-oxydants de l'exposition *in vitro* aux particules présentes dans les EFS (Gali *et al.* 2017, Hurley *et al.* 2003, Janssen *et al.* 2014, Jung *et al.* 2012, Winnie Kam *et al.* 2011, Karlsson, Holgersson, et Möller 2008, Karlsson, Nilsson, et Möller 2005, John Lindbom *et al.* 2007, Loxham *et al.* 2013, Loxham *et al.* 2015, Loxham *et al.* 2020, Moreno *et al.* 2017, Ngoc *et al.* 2020, Seaton *et al.* 2005, Spagnolo *et al.* 2015, Steenhof *et al.* 2011) dont les principaux résultats sont résumés dans le Tableau 11, ainsi que l'étude française (Bachoual *et al.* 2007) décrite séparément au chapitre 3.3.

Seaton *et al.* (2005) ont réalisé des prélèvements de particules fines (PM_{2,5}) dans trois stations souterraines du métro de Londres. En utilisant un système acellulaire basé sur la capacité des radicaux libres à induire des scissions dans un ADN plasmidique, le potentiel pro-oxydant de ces trois échantillons de PM_{2,5} a été évalué et comparé à celui d'un échantillon de PM₁₀ prélevées dans une station souterraine du métro de Manchester. Les auteurs ont rapporté un potentiel très marqué des échantillons de PM_{2,5} à induire des cassures de l'ADN, en comparaison avec celui de l'échantillon de PM₁₀ prélevées à Manchester ou encore de particules de titane (TiO₂). D'après leur rapport de recherche initial (Hurley *et al.* 2003), ces résultats étaient à mettre en relation avec la richesse des PM_{2,5} émises dans les trois stations souterraines du métro de Londres en plusieurs métaux (*i.e.* Cr, Cu, Mn), et surtout en oxydes de Fer, élément redox, de même qu'avec la présence de quartz. Non reprises dans la publication de Seaton *et al.* (2005), des données issues de ce rapport ont mis en évidence par des mesures en résonance paramagnétique électronique (RPE) que ces particules produisent du radical hydroxyl lorsqu'elles sont en présence de peroxyde d'hydrogène.

Karlsson, Nilsson, et Moller (2005) ont utilisé des PM₁₀ prélevées dans le métro de Stockholm. En condition acellulaire, ces particules sont capables d'induire des lésions oxydatives de la 2'-désoxyguanosine (dG) qui sont amplifiées si l'incubation des particules est réalisée en présence de H₂O₂ suggérant l'implication du radical hydroxyl généré par la réaction de Fenton dans l'exacerbation de cette lésion oxydative. Par contre, ces lésions sont réduites de 80 % si les particules sont prétraitées avec un chélateur de fer (*i.e.* deferoxamine) et ne s'observent plus si l'expérience est faite avec un extrait aqueux des particules (Karlsson, Nilsson, et Moller 2005). Ils concluent de ces résultats que le fer à la surface des particules est le contributeur aux réactions redox, le fer étant dans ces particules sous forme de magnétite (Fe₃O₄). Ce même groupe a en 2008, montré que les PM₁₀ du métro de Stockholm provoquaient une élévation rapide de la production d'ERO dans des cellules alvéolaires humaines (lignée A549), dès 2 heures d'exposition alors que des particules diesel, des PM₁₀ urbaines, des PM₁₀ issues de l'usure de pneus ou encore des particules issues de la combustion de biomasse étaient sans effet. Cette élévation d'ERO est suivie 6 heures plus tard par une dépolarisation mitochondriale, signe d'une perte de viabilité cellulaire qui alors s'observe aussi pour les particules diesel, les PM₁₀ urbaines et les particules issues de la combustion de biomasse (Karlsson, Holgersson, et Möller 2008). Ce résultat pourrait s'expliquer par une élévation des ERO plus tardive pour les particules plus carbonées liée à la métabolisation des composés organiques.

J. Lindbom *et al.* (2007) ont réalisé une étude sur les effets pro-oxydants de particules émises lors de l'abrasion de pneus sur différents types de revêtements routiers selon différents types d'usage, en utilisant comme élément de comparaison des particules PM₁₀ prélevées dans une station souterraine du métro de Stockholm (Suède). Les auteurs ont utilisé le test acellulaire de déplétion du dithiothréitol (DTT) basé sur la capacité des composés redox actifs à transférer un électron du DTT à l'oxygène. Ils ont montré que, à concentrations équivalentes, les particules générées dans la station souterraine du métro de Stockholm présentaient un potentiel pro-oxydant plus important que les particules générées en milieu urbain ou encore celles issues de l'abrasion de pneus sur granite ou sur quartz. Toutefois, l'absence d'une caractérisation physicochimique quantitative des particules

testées n'a pas permis de corrélérer cet effet à un élément constitutif en particulier. Ces différentes PM ne sont pas cytotoxiques pour les macrophages murins (lignée RAW 264.7). Cependant, seules les particules prélevées dans la station souterraine du métro de Stockholm ont montré une très forte capacité à provoquer une dégradation oxydative des phospholipides membranaires avec pour conséquence directe une libération d'acide arachidonique soulignant leur potentiel oxydant.

Steenhof *et al.* (2011) ont mené leur étude expérimentale *in vitro* dans le cadre du programme Risk of Airborne Particles- a hybrid Toxicological and Epidemiological Study (RAPTES) financée par le Centre national hollandais de santé publique et de l'environnement (RIVM). Des prélèvements de particules grossières (PM10-2,5), fines (PM2,5) et pseudo-ultrafines (PM0,18) ont été réalisés avec un concentrateur de particules (VACES : versatile aerosol concentration and enrichment system) sur sept sites à influences contrastées (*i.e.* bruit de fond urbain, rurale, routière continue, routière discontinue, routière diesel, portuaire, métallurgique) et un site ferroviaire souterrain situé sous le plus grand aéroport européen. Le potentiel pro-oxydant intrinsèque de ces particules a été évalué par le test acellulaire de déplétion du DTT. Les auteurs ont rapporté que les différentes fractions granulométriques des particules prélevées sur le site ferroviaire souterrain provoquaient une déplétion du DTT proche entre les différentes fractions et très nettement supérieure à celle induite par les PM d'autres sources. Cette déplétion était corrélée à la cytotoxicité de ces particules pour des macrophages murins (lignée RAW 264.7).

Une publication de Janssen *et al.* (2014), issue du programme RAPTES comme la publication de Steenhof *et al.* (2011), a approfondi la caractérisation du potentiel oxydant intrinsèque de PM10 et PM2,5 prélevées par impaction sur filtres au cours de 14 journées distinctes. Ces particules issues du même site ferroviaire souterrain ont été comparées à des particules d'autres sources similaires à celles étudiées par Steenhof *et al.* (2011) sur la base de plusieurs tests acellulaires : test de déplétion du DTT ; mesure de radicaux hydroxyl par RPE et test de déplétion de l'acide ascorbique. Quel que soit le test considéré, les particules du site ferroviaire se distinguent très nettement des autres particules par leur potentiel oxydant. En particulier la production de radicaux hydroxyl est corrélée à la teneur en fer et cuivre des particules.

Une autre étude sur des particules grossières (PM10-2,5), fines (PM2,5) et pseudo-ultrafines (PM0,18) prélevées sur le même site ferroviaire souterrain (Loxham *et al.* 2013) a montré que la production d'ERO dans des cellules épithéliales bronchiques humaines (cultures primaires non différenciées) après 3 heures d'exposition, était d'autant plus importante que les particules étaient fines. Les proportions en métaux n'étant pas statistiquement différentes entre les fractions granulométriques, les auteurs attribuent l'effet supérieur des particules ultrafines à leur plus grand rapport surface/volume. Néanmoins, la caractérisation chimique des particules n'ayant portée que sur la fraction inorganique, ils s'interrogent sur le rôle de la composante organique qui pourrait ne pas être négligeable dans cette station ferroviaire d'un site aéroportuaire située sous un parking.

Loxham *et al.* ont publié un nouvel article en 2015 ★ pour une évaluation toxicologique *in vitro* des trois fractions granulométriques toujours échantillonnées sur le même site ferroviaire souterrain (Loxham *et al.* 2015). Les particules ont été testées sur des cellules bronchiques humaines obtenues par brossage lors de bronchoscopies réalisées chez des individus sains et qui ont été cultivées en monocouche ou bien à l'interface air-liquide ce qui permet de reconstruire une barrière épithéliale mucociliaire. L'exposition des cellules en monocouche aux particules provoque une production dose-dépendante d'ERO intracellulaire quelle que soit la fraction granulométrique mais avec un effet plus marqué des fractions fines et ultrafines. Par ailleurs la fraction ultrafine (la seule étudiée dans ce cas) provoque à 5,6 µg/cm² dans les cultures cultivées à l'interface air-liquide une induction de l'expression de l'hème oxygénase 1 (HO-1) et de la NADPH- quinone oxydoréductase-1 (NQO-1), deux enzymes impliquées dans la défense anti-oxydante. L'induction de HO-1 ne se produit plus si le traitement par les particules ultrafines se fait en présence d'un chélateur de fer (desferoxamine) ou d'un agent anti-oxydant (N-acétyl cystéine). Ces résultats confortent ceux acquis lors de l'étude de 2013 en utilisant cette fois ci un modèle cellulaire plus représentatif.

Loxham toujours, dans une étude publiée en 2020 ★, a de nouveau utilisé le modèle de cultures primaires de cellules épithéliales bronchiques provenant de plusieurs individus sains différents et

s'est focalisé sur la fraction quasi-ultrafine [PM0.18] du même site ferroviaire souterrain testée à 5.6µg/cm² (Loxham *et al.* 2020). Par spectroscopie Xanes, l'état d'oxydation du fer a été étudié : il y a principalement du Fe (II, III) oxide c'est-à-dire de la magnétite Fe₃O₄ qui peut être une source d'électrons pour générer du stress oxydant. L'induction d'un stress oxydant par ces particules a été démontrée en utilisant une lignée rapportrice (cellules MCF7) qui permet de mettre en évidence l'activation de la voie Nrf2 par liaison de ce facteur de transcription à la séquence ARE (antioxydant responsive element). Sur les cellules bronchiques provenant de 3 donneurs, une analyse transcriptomique a été réalisée après 6 et 24 h d'exposition et pour certains gènes les données ont été vérifiées par RT-qPCR sur des cultures provenant de 7 autres donneurs différents. L'analyse par gene ontology révèle qu'après 6 h d'exposition les gènes différentiellement exprimés sont impliqués dans les fonctions épithéliales (adhésion, maintien de l'environnement externe). Par contre après 24h d'exposition, les gènes modulés sont clairement en lien avec la composition métallique des particules avec notamment la surexpression des métallothionéines et de toute une série de protéines impliquées dans la défense anti-oxydante. D'ailleurs la surexpression de la métallothionéine MT1G est diminuée si l'exposition se fait en présence de deferoxamine ou de N-acetyl cystéine.

En utilisant un modèle de macrophages humains, W. Kam *et al.* (2011) ont comparé des échantillons de PM10-2,5 et de PM2,5 prélevés en situation souterraine ou, au contraire, aérienne dans le métro de Los Angeles (Etats-Unis d'Amérique) pour leur capacité à induire la production intracellulaire d'ERO. Des échantillons de PM10-2,5 et de PM2,5 ont aussi été prélevés sur le site de l'Université de Californie du Sud (UCS), comme indicateur du bruit de fond urbain de la pollution atmosphérique particulaire. Quel que soit le site de prélèvement considéré, les auteurs ont rapporté que les PM2,5 induisaient une production plus marquée d'ERO par les macrophages humains que les particules grossières (PM10-2,5). Une production comparable d'ERO a été observée pour les particules de même granulométrie indépendamment de leur site de prélèvement à concentration massique équivalente. Néanmoins, les auteurs ont indiqué des corrélations positives entre la production d'ERO, d'une part, et les concentrations en éléments hydrosolubles (e.g. Fe, Ni, Cr et Cd). De plus, ils ont suggéré un rôle clef du carbone organique (C_{org}) présent dans ces particules dans la production des ERO et ont alors proposé, après réalisation d'une analyse de régression linéaire multiple, la relation ci-après : $[ERO] = -16,624 + 0,663 [Fe_{soluble}] + 0,0318 [C_{org}]$. Leurs résultats étaient cohérents avec la composition en métaux des PM10-2,5 et PM2,5 qui montrait la présence de divers éléments (e.g. Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ba, Cd, Eu) et en particulier la très forte proportion en Fe, comme déjà souligné par Seaton *et al.* (2005) et Steenhof *et al.* (2011). De plus, ils indiquaient la présence au sein de ces particules de composés organiques (e.g. hydrocarbures aromatiques polycycliques, hopanes, stéranes). Néanmoins, d'après leurs travaux, W. Kam *et al.* (2011) considèrent que les concentrations en Fe soluble et en C_{org} suffiraient à prédire près de 94% de la production d'ERO induites par ces particules. Les auteurs ont souligné la très faible hydrosolubilité du Fe eu égard à d'autres éléments (e.g. Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ba, Cd, Eu) mais qui compte-tenu de ses concentrations initiales élevées, reste parmi les métaux hydrosolubles les plus représentés avec le cuivre, le zinc et le baryum.

Ngoc *et al.* (2020)★ ont réalisé une étude *in vitro*, à l'aide d'un modèle de cellules HeLa, isolées d'une tumeur du col utérin, afin d'évaluer la toxicité des particules collectées dans les stations de métro de Séoul, en Corée. A noter que le choix du modèle cellulaire utilisé dans cette étude, en plus d'être issu d'un tissu tumoral, n'est aucunement représentatif des épithélia pulmonaires bronchique et/ou alvéolaire, cibles des particules atmosphériques. Les auteurs n'ont pas uniquement testé les particules collectées mais également des nanoparticules (NP) α/γ-Fe₂O₃. Ces dernières sont considérées comme des produits thermiques dérivés du freinage des matériels roulants circulant dans des EFS et sont les principaux composants des PM (57,6% et 48% des PM10 et PM2,5, respectivement) du métro de Séoul. Des NP α/ γ-Fe₂O₃ synthétisées hydrothermiquement à des températures comprises entre 300 et 700°C et possédant des propriétés similaires à celles du Fe₂O₃ contenu dans les PM des EFS, ont été utilisées pour étudier la contribution de ces oxydes à la toxicité des PM. Leurs morphologies différaient (i.e., cubique, hexagonale, hexagonale asymétrique, hétérogène), leurs diamètres moyens étaient de 70,60 ± 30,27 nm à 320,18 ± 57,15

nm, et leurs surfaces spécifiques entre 0,06 et 33,99 m²/g. La cytotoxicité a été étudiée grâce à la mesure de la viabilité cellulaire (WST-1) 24 h après l'incubation des cellules en présence de concentrations croissantes de NP et PM (5 à 100 µg/mL) alors que la production d'ERO (DCFH-DA) et la mort cellulaire par apoptose (Annexin V) ont été recherchées 24 et 48 h après l'incubation des cellules en présence de NP et PM à 100 µg/mL. Les NP α-Fe₂O₃ (hématite) ont été montrées comme principalement responsables des effets nocifs des particules testées. Les NP γ-Fe₂O₃ (maghémite) n'ont présenté qu'une capacité moins marquée à générer des ERO. De plus, les NP et PM α-Fe₂O₃ synthétisés ont montré des effets plus toxiques sur les cellules HeLa, en réduisant la survie cellulaire à 85% et 72% et en accroissant l'apoptose de 29,8% et 29,3%, respectivement, tandis que les NP γ-Fe₂O₃ n'ont induit qu'une toxicité négligeable. Les auteurs ont alors conclu que les oxydes de fer contribuent très significativement à la toxicité des particules, spécifiquement α-Fe₂O₃, en générant des concentrations élevées d'ERO et en provoquant la mort par apoptose des cellules. Toutefois, alors que ces auteurs ont réalisé une caractérisation physico-chimique approfondie des différentes NP testées, ils n'ont évalué que sommairement leur toxicité, ce qui n'apporte que peu d'informations sur les toxicités respectives des particules collectées et des NP de α/γ-Fe₂O₃.

Jung *et al.* (2012) se sont également intéressés aux effets pro-oxydants de PM₁₀ prélevées dans le métro de Séoul (Corée) mais en se limitant au rôle d'Extraits Organiques (EO) réalisés à partir de l'extraction solide/liquide des PM₁₀. Les auteurs ont montré que l'exposition de cellules épithéliales bronchiques humaines (lignée BEAS-2B) à des concentrations croissantes d'EO induisait une production d'ERO dose-dépendante et significative pour les plus fortes doses. Leurs résultats étaient à mettre en perspectives avec les différents Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP : benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthrène, benzo(k)fluoranthrène, anthracène, chrysène, fluoranthrène, fluorène, phénanthrène, pyrène, acénaphthylène) détectés dans les EO issus des PM₁₀.

Spagnolo *et al.* (2015)★ ont échantillonné en 2015 des particules sur les quais d'une station de métro dans une ville d'Italie du Nord ainsi que dans une zone commerciale souterraine attenante et à la sortie de la station de métro dans une rue passante. Ils ont utilisé des impacteurs en cascade afin de recueillir la fraction grossière [2.5-10 µm], et différentes sous-fractions de la fraction fine, [1 – 2.5 µm], [0,5 – 1 µm] et [0.25 – 0.5 µm]. La production d'ERO intracellulaire a été étudiée dans des cellules de la lignée NCI-H727 provenant d'un carcinome pulmonaire non à petites cellules exposées pendant 3 h aux différentes fractions de PM à la concentration de 70µg/mL. A cette concentration, une évaluation de la viabilité cellulaire à 6 h d'exposition par le test MTT a montré une viabilité supérieure à 70% avec une baisse significative pour toutes les fractions issues de la station de métro à l'exception de celle [0,5 – 1 µm] qui n'a aucun effet ; les particules de la zone commerciale n'ayant aucun effet significatif et celles de l'extérieur ayant un effet sur la viabilité plus marqué que celui induit par les particules du métro pour les 3 sub-fractions fines. Le test DCFH-DA utilisé pour évaluer la production d'ERO montre une augmentation de cette production qui s'accroît quand la taille des particules augmente avec une production presque double pour les fractions [2.5-10 µm] et [1 – 2.5 µm] par rapport aux fractions [0,5 – 1 µm] et [0.25 – 0.5 µm]. Cet effet « taille-dépendant » est observé pour les 3 sites de prélèvements avec une production du même ordre que celle induite par les PM extérieures. Ces données s'opposent donc à celles obtenues par Loxham *et al.* (2013) qui montrait un effet plus important pour les particules ultrafines. La production d'ERO est corrélée aux teneurs en Mn, Cr, Ti, Fe, Cu, Zn, cette analyse de corrélation ayant probablement été réalisée sur l'ensemble des fractions et des sites de prélèvements.

Gali *et al.* (2017)★ ont comparé des particules grossières [2.5-10µm] et fines [<2.5µm] prélevées dans le métro de Hong-Kong à celles prélevées dans des trains circulant en extérieur et dans des bus, pour leur capacité à produire des ERO en conditions acellulaires et cellulaires dans des macrophages murins. Les particules ont été échantillonnées avec des impacteurs en cascade personnels qui ont été utilisés pour des trajets définis dans les trois contextes (métro, train, bus) pendant 4 à 6 jours avec 3 répétitions. Ce ne sont pas les particules qui ont été directement utilisées

dans les tests mais une fraction aqueuse. Les trajets en train produisent des particules plus riches en métaux mais qui sont moins solubles (Fe, Ni, Mn, V, Pb, Mo, Cr) que ceux provenant de particules échantillonnées dans l'air ambiant. De plus, la solubilité des métaux est différente selon les fractions granulométriques : ils sont moins solubles dans la fraction grossière par rapport à la fraction fine. La sonde dichloro-dihydro-fluorescéine (DCFH) a été utilisée pour évaluer la production endogène et exogène des ERO. Les deux fractions granulométriques issues du trajet en métro ont le même effet cytotoxique et, pour la fraction grossière uniquement, il est d'ailleurs supérieur à celui observé pour les particules issues du trajet en train ou en bus. Ce résultat est globalement corrélé à la production endogène d'ERO. La production exogène d'ERO (condition acellulaire) est plus élevée que la production endogène (cellulaire). Cette production exogène est équivalente pour les fractions fines quel que soit le trajet alors qu'elle est beaucoup plus importante pour la fraction grossière pour les particules issues du trajet en métro. En faisant référence à des travaux de la même équipe réalisés sur des particules prélevées en air ambiant en zone urbaine, trafic ou résidentielle, Gali *et al.* (2017) montrent que la production d'ERO par les macrophages murins exposés aux particules du métro est bien inférieure à celle observée avec les particules de l'air ambiant extérieur. Cette observation est notamment réalisée pour la fraction grossière (6 fois plus faible), ce que les auteurs attribuent à une moindre solubilité des métaux. Le Ni et le V sont les métaux pour lesquels des corrélations significatives ont été observées aussi bien pour la mesure des ERO acellulaires et que des ERO cellulaires.

Moreno *et al.* ont évalué le potentiel oxydant de PM_{2.5} échantillonnées dans 6 stations du métro de Barcelone ayant des configurations différentes avec 3 prélèvements en hiver et 3 en été (Moreno *et al.* 2017) ★. Le potentiel oxydant a été évalué en suivant la déplétion de molécules anti-oxydantes (acide ascorbique (AA), glutathion (GSH) et acide urique) utilisées à des concentrations physiologiques pour reproduire le fluide respiratoire. Des portions des filtres de collecte ont été incubées dans le fluide respiratoire synthétique pendant 4h à l'issue desquelles les quantités restantes des molécules anti-oxydantes ont été déterminées. Les résultats de déplétion sont ensuite rapportés à la masse de particules ou au volume d'air. La déplétion ne concerne pas l'acide urique mais par contre affecte AA et GSH de façon équivalente ou supérieure pour AA selon les stations. Il est observé une variabilité importante du potentiel oxydant en fonction des stations qui n'est pas reliée à la saison des prélèvements, aux caractéristiques de la station ni à des travaux de maintenance qui influencent la concentration massique. Les analyses de corrélation montrent que le PO^{AA}/μg est corrélé principalement au Cd et La puis Pb et Ce. Pour le PO^{GSH}/μg ce sont le Cu, Sb, La et Ce qui donnent les plus hauts niveaux de corrélation suivis de P, Bi, As et Pb. Lorsque le PO est exprimé par rapport au volume, les corrélations avec PO^{AA} et PO^{GSH} concernent principalement le Cu, puis l'As et le Ba mais seulement pour le PO^{AA}. En résumé, le PO semble lié à la composition métallique et notamment à l'enrichissement en Cu et Sb. Par ailleurs le Fe pourtant présent à des concentrations importantes ne semble pas être impliqué dans le potentiel oxydant des PM_{2.5} du métro.

Les deux études qui suivent, concernent également des particules d'usure de freins mais provenant de véhicules automobiles. Leur nature fortement métallique nous a amené à prendre en considération ces études.

Gasser *et al.* (2009) ★ ont évalué les effets toxicologiques potentiels de particules d'usure des freins dans des cellules pulmonaires épithéliales humaines. Les particules d'usure de freins ont été fraîchement générées à partir du système de freinage d'une voiture selon différents comportements de freinage typiques (« décélération normale », « arrêt complet » et « sans arrêt »). La « décélération normale 8 x » correspond à 8 cycles d'une phase d'accélération en 3^{ème} vitesse jusqu'à 2000 tr/min, suivie d'une phase de 2 min à 2000 tr/min, puis d'une phase de décélération de 10 s à 1750 tr/min, réalisés en 16 min. L'« arrêt complet 4 x ou 8 x » correspond à 4 ou 8 cycles d'une phase d'accélération en 3^{ème} vitesse jusqu'à 3000 tr/min, suivie d'une phase de 2 min à 3000 tr/min, puis d'un arrêt complet avant redémarrage du moteur, réalisés en 8 et 16 min. Le « sans arrêt » correspond à une phase d'accélération en 3^{ème} vitesse jusqu'à 2000 tr/min, avec une vitesse restée stable tout au long du cycle de mesure de 16 min. Le nombre de particules de freinage générées différait en fonction des comportements de freinage, à savoir « arrêt complet 8 x » : 1130

$x 10^3 \pm 361 \times 10^3$ particules/cm³ > « arrêt complet 4 x » : $501 \times 10^3 \pm 17,1 \times 10^3$ particules/cm³ > « décélération normale 8 x » : $333 \times 10^3 \pm 64,2 \times 10^3$ particules/cm³ = « sans arrêt » : $335 \times 10^3 \pm 14 \times 10^3$ particules/cm³. La distribution granulométrique ainsi que les composants des émissions de freinage comme les métaux et les substances carbonées ont été mesurés en ligne, et les particules déposées sur des grilles pour la microscopie électronique à transmission ont pu être comptées. Les principaux métaux présents dans ces particules de freinage étaient Fe, Cu et Mn, et leurs concentrations respectives étaient telles que Fe > Cu > Mn. Les concentrations de ces trois métaux en fonction des différents comportements de freinage étaient comme suit : « arrêt complet 8 x » > « arrêt complet 4 x » > « décélération normale 8 x » > « sans arrêt ». Des cellules épithéliales alvéolaires issues d'un adénocarcinome humain (A549) ont été cultivées à l'interface air-liquide puis ont été exposées à ces particules selon les deux comportements de freinage, avec un nombre de cycles croissant. L'exposition aux particules d'usure des freins a provoqué pour les deux comportements de freinage la formation d'ERO détectées grâce à la sonde carboxy-H2DCF et à la quantification par analyse d'image. La répétition de l'exposition a provoqué une augmentation du stress oxydant.

Puisney *et al.* (2018)★ ont cherché à mieux caractériser les particules liées aux processus d'usure des freins collectées dans deux installations d'essai automobile situées en France et représentatives de différents systèmes de freinage et de conditions de conduite/d'essai. Les particules ont été obtenues de deux sources différentes, un centre d'essai de véhicules automobiles fonctionnant sur des véhicules utilitaires légers et un banc d'essai fonctionnant avec un système de freinage automobile dynamométrique, dans une enceinte contrôlée. Les particules se sont révélées être de l'ordre du nanomètre au micromètre et avaient une faible teneur en carbone (6%), le Fe et le Cu étant leurs principaux composants (> 40%), avec une présence remarquée de Si, Al et Zn sous formes cristallines et amorphes. Pour évaluer le potentiel de toxicité de la fraction nanométrique, les nanoparticules d'usure des freins ont été isolées par des techniques de sonication, de filtration et d'ultra-centrifugation, conduisant à des dispersions colloïdales stables. La fraction nanométrique représentait 26% en masse des particules initiales. Les auteurs, étudiant alors la cytotoxicité de concentrations croissantes (1 à 100 µg/cm², soit 3 à 300 µg/mL) des fractions particulaires et nanoparticulaires des particules sur des cellules épithéliales bronchiques humaines (Calu-3) ont rapporté une réelle perte de viabilité à court terme associée à la génération d'espèces réactives de l'oxygène (ERO), mais des effets pro-inflammatoires limités. En tenant compte de la dose effective, il apparaît que la fraction nanométrique produit davantage d'ERO alors que pour la cytotoxicité et la réponse pro-inflammatoire les effets sont équivalents entre la fraction particulaire des particules et la fraction nanométrique.

En résumé, les résultats de ces études sont cohérents et démontrent le potentiel oxydant très important des particules émises spécifiquement dans les EFS.

Tous les tests acellulaires mis en œuvre soulignent le fort potentiel des particules des EFS à produire des ERO et/ou à provoquer des oxydations à un niveau supérieur ou égal à celui induit par des particules d'autres sources telles que l'air urbain ou le trafic routier. La production d'ERO varie avec la taille des particules mais sans cohérence entre les études.

Les approches cellulaires montrent la capacité des particules des EFS à induire la production intracellulaire d'ERO et/ou une peroxydation lipidique à un niveau parfois supérieur à celui induit par des particules d'autres sources. Cette situation de stress oxydant explique probablement la cytotoxicité plus marquée provoquée par les particules des EFS. Aucune donnée n'a été identifiée concernant une cytotoxicité par dommages mécaniques.

Les auteurs interprètent leurs résultats par la richesse caractéristique de ces particules en divers éléments métalliques et notamment en fer. Certaines études soulignent la contribution de la fraction soluble du fer dans les effets observés alors que d'autres privilégient le rôle du fer en surface des particules. Néanmoins de nouvelles études n'identifient pas le fer comme seul acteur majeur mais d'autres métaux comme le cuivre. De plus quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

3.2.3 Réponse inflammatoire *in vitro*

Plusieurs études *in vitro* ont été réalisées dans différents pays afin d'évaluer les effets pro-inflammatoires de particules prélevées dans les EFS (Lindbom *et al.* 2006, J. Lindbom *et al.* 2007, Seaton *et al.* 2005, Steenhof *et al.* 2011) dont les principaux résultats sont résumés dans le Tableau 12, ainsi que l'étude française (Bachoual *et al.* 2007) décrite séparément au chapitre 3.3. Ce potentiel pro-inflammatoire a été apprécié par la mesure de la sécrétion de médiateurs pro-inflammatoires qui peuvent être différents selon les études et le modèle cellulaire utilisé. Il peut être relié au potentiel oxydant des particules. En effet, la sécrétion de médiateurs pro-inflammatoires résulte d'une cascade d'évènements moléculaires qui peuvent être activés par les ERO. Ainsi de nombreux travaux menés avec différents types de particules, ont montré que l'activation du facteur de transcription impliqué dans la régulation de l'expression des gènes de cytokines et chimiokines pro-inflammatoires était dépendante d'un stress oxydant (Li *et al.* 2012).

Seaton *et al.* (2005), dans leur étude dédiée à l'étude de prélèvements de particules fines (PM_{2,5}) réalisés en parallèle dans trois stations souterraines du métro de Londres (Angleterre), ont montré que l'exposition de pneumocytes de type II humains (lignée A549) à des concentrations croissantes (de 1 à 100 µg/mL) de PM_{2,5} induisait une sécrétion dose-dépendante de l'IL-8 accompagnée d'une cytotoxicité à la plus forte dose. L'exposition des cellules à la fraction aqueuse des particules et qui contient donc des métaux solubles, provoque une sécrétion 2 fois moins importante que celles induite par les particules et cette sécrétion est de nouveau réduite de moitié si les métaux de la fraction soluble sont éliminés (Hurley *et al.* 2003, Seaton *et al.* 2005). Ces travaux soulignent donc la contribution du fer ionique des particules qui se solubilise.

Deux études ont été publiées par la même équipe suédoise (Lindbom *et al.* 2006, J. Lindbom *et al.* 2007) qui a effectué ses prélèvements de particules représentatives des EFS dans une station de métro à Stockholm. L'effet des particules des EFS a été comparé à celui induit par des particules émises lors de l'abrasion de pneus sur différents types de revêtements routiers selon différents types d'usage ou bien par des particules diesel ou des PM₁₀ urbaines.

Dans la première étude (Lindbom *et al.* 2006), l'exposition des cultures primaires de macrophages humains issus de monocytes différenciés, d'une part, et de cultures de cellules épithéliales bronchiques humaines (BEAS-2B) d'autre part, pendant 18 heures à des concentrations croissantes (*i.e.* de 10 à 500 µg/mL) de particules issues de l'EFS a provoqué une sécrétion significative de TNF α et d'IL-8, mais pas d'IL-6 ni d'IL-10. A dose d'exposition équivalente, les réponses observées en TNF α et IL-8 dans les cultures primaires de macrophages étaient très inférieures à celles des autres types de particules (*i.e.* granite, quartz, PM₁₀ urbaines, particules diesel) alors que celles en TNF α dans les cultures de BEAS-2B étaient supérieures à celles des autres types de particules (*i.e.* granite, quartz, PM₁₀ urbaines, particules diesel). De plus les particules issues de l'EFS étaient les plus cytotoxiques pour les macrophages. A noter toutefois que dans cette étude, les particules du métro ayant été prélevées sur des filtres en fibres de verre, leur mise en suspension préalable à l'exposition des cultures a provoqué une contamination par des fibres de verre, qui induisent une certaine production de TNF α mais pas des autres cytokines par les macrophages et qui n'a pas été évaluée sur les cellules BEAS-2B.

Dans une seconde étude, J. Lindbom *et al.* (2007) ont appliqué la même approche que celle préalablement décrite mais en utilisant un autre modèle cellulaire, à savoir des cultures de macrophages murins (lignée RAW 264.7) exposées à des concentrations croissantes (*i.e.* de 1 à 100 µg/mL) de particules. Les auteurs ont rapporté que l'exposition des macrophages à des concentrations croissantes de PM₁₀ issues du métro de Stockholm provoquait une sécrétion significative de TNF α et d'IL-6, inférieure à celles observées avec des PM₁₀ urbaines mais supérieures ou égales à celles des autres types de particules (*i.e.* granit, quartz). De nouveau la présence de fibres de verre dans la suspension des particules du métro a contribué à une certaine production de TNF α mais pas d'IL6 par les RAW 264.7. L'utilisation d'un chélateur de fer (*i.e.* deferroxamine) ou d'un anti-oxydant (*i.e.* n-acétyl L-cystéine) a provoqué une réduction de la

sécrétion de $\text{TNF}\alpha$ et surtout de l'IL-6 par les macrophages murins exposés aux particules du métro, soulignant le rôle joué par le fer et le potentiel pro-oxydant des particules dans la genèse de la réponse inflammatoire. Les auteurs ont également rapporté l'augmentation d'un autre médiateur de l'inflammation, l'acide arachidonique, par les cellules en présence des concentrations croissantes en particules. Mais *a contrario* cette exposition n'a pas entraîné de production significative de monoxyde d'azote (NO).

Ces deux études révèlent une certaine hétérogénéité des résultats probablement liée à l'utilisation de modèles cellulaires très différents. En outre, la présence d'endotoxine n'a pas toujours été recherchée. Toutefois, ces résultats convergent vers une implication majeure du fer, probablement au travers de son fort potentiel pro-oxydant.

Enfin, dans leur étude expérimentale réalisée dans le cadre du programme Risk of Airborne Particles - a hybrid Toxicological and Epidemiological Study (RAPTES), Steenhof *et al.* (2011) ont utilisé des cultures de macrophages murins (lignée RAW 264.7) exposées à des concentrations croissantes (i.e. de 6,25 à 100 $\mu\text{g}/\text{mL}$; 3,68 à 58,8 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) de particules prélevées dans une EFS pour montrer la capacité de ces dernières à induire la sécrétion de $\text{TNF}\alpha$, d'IL-6 et de la Macrophage Inflammatory Protein 2 (MIP-2). La sécrétion de $\text{TNF}\alpha$ et de MIP-2 était significative, dose-dépendante et équivalente pour les trois fractions granulométriques prélevées dans les EFS (i.e. PM10, PM2,5 et PM0,18). Par contre elle était inférieure pour les 3 fractions granulométriques des autres sites, notamment d'influence urbaine. Il n'a pas été observé de sécrétion d'IL-6. Une corrélation positive n'a pu être trouvée entre le potentiel oxydant des particules évalué par le test DTT et les sécrétions de cytokines qu'en excluant les particules de l'EFS.

Toujours dans le cadre du programme RAPTES, sur le même site ferroviaire souterrain trois fractions granulométriques ont été échantillonnées pour une évaluation toxicologique *in vitro* (Loxham *et al.* 2015)★. Les particules ont été testées sur des cellules bronchiques humaines obtenues par brossage lors de bronchoscopies réalisées chez des individus sains ou asthmatiques sévères et qui ont été cultivées en monocouche ou bien à l'interface air-liquide ce qui permet de reconstruire une barrière épithéliale mucociliaire. Les fractions fines et ultrafines à 11,1 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ provoquent une augmentation de la sécrétion d'IL-8 par les cellules en monocouche provenant des donneurs sains en lien avec la production dose-dépendante d'ERO intracellulaire. Pour les cultures provenant des patients asthmatiques, un effet significatif n'est obtenu qu'avec la fraction fine. Lorsque les cultures sont réalisées à l'interface air-liquide, une libération significative mais faible d'IL-8 n'est observée que par les cellules issues d'un patient asthmatique et pour les fractions grossières (5,6 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) et ultrafines (2,2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) sans effet dose-dépendant. Les auteurs attribuent cette baisse de sensibilité à la présence de mucus sur les cellules cultivées à l'interface air-liquide qui protège les cellules. De plus il n'a pas été observé de mort cellulaire ni d'atteinte de la perméabilité de la barrière épithéliale bien que des particules ont pu être identifiées dans les cellules par microscopie électronique à transmission. Pourtant la fraction ultrafine provoque à 5,6 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ une induction de l'expression de l'hème oxygénase 1 et de NQO-1, l'induction de HO-1 ne se produisant plus si le traitement par les particules ultrafines se fait en présence d'un chélateur de fer (desferoxamine) ou d'un agent anti-oxydant (N-acétyl cystéine).

L'étude publiée par (Gasser *et al.* 2009)★ a cherché à évaluer les effets pro-inflammatoires potentiels de particules d'usure des freins dans des cellules pulmonaires épithéliales humaines. Les protocoles de génération et de collecte des particules de freins, de même que leurs caractéristiques selon les différents comportements de freinage typiques (« décélération normale », « arrêt complet » et « sans arrêt ») ont déjà été détaillés dans la précédente partie (3.2.2 Potentiel et stress oxydants *in vitro*). Pour rappel, le nombre de particules de freinage générées différait en fonction des comportements de freinage, à savoir « arrêt complet 8 x » : $1130 \times 10^3 \pm 361 \times 10^3$ particules/ cm^3 > « arrêt complet 4 x » : $501 \times 10^3 \pm 17,1 \times 10^3$ particules/ cm^3 > « décélération normale 8 x » : $333 \times 10^3 \pm 64,2 \times 10^3$ particules/ cm^3 = « sans arrêt » : $335 \times 10^3 \pm 14 \times 10^3$ particules/ cm^3 . De plus, Fe, Cu et Mn étaient les principaux métaux détectés dans ces particules de freinage. Leurs concentrations respectives étaient telles que $\text{Fe} > \text{Cu} > \text{Mn}$, et leurs proportions respectives telles

que « arrêt complet 8 x » > « arrêt complet 4 x » > « décélération normale 8 x » > « sans arrêt ». L'intégrité des jonctions serrées (occludine), de même que les réponses cellulaires en termes de cytotoxicité (lactate deshydrogénase, LDH) et d'inflammation (interleukine-8) ont été évaluées 24 h après la dernière exposition des cellules épithéliales alvéolaires humaines (A549), cultivées à l'interface air-liquide. Pour tous les paramètres mesurés, le plus grand nombre de répétitions de l'exposition a provoqué les effets les plus néfastes. Toutefois, seule l'exposition aux particules émises par le comportement « arrêt complet », a provoqué une diminution significative de la densité d'occludine des protéines à jonction serrée, corrélée avec l'augmentation des concentrations de métaux dans les particules, et notamment celles en Fe, Cu et Mn. L'occludine était également corrélée négativement avec la quantité d'ERO générée. Les concentrations en interleukine-8 étaient significativement corrélées à l'augmentation des concentrations de carbone organique. Les auteurs ont suggéré que les métaux présents dans les particules d'usure des freins endommagent les jonctions serrées avec un mécanisme impliquant un stress oxydant. Les particules d'usure des freins augmenteraient aussi la sécrétion de médiateurs de l'inflammation, par d'autres composants que ceux impliqués dans la production d'ERO, et selon un mécanisme indépendant du stress oxydant.

En résumé, les particules générées dans des EFS induisent la sécrétion de certains médiateurs inflammatoires aussi bien par des macrophages que des cellules épithéliales respiratoires. Toutefois, les résultats des études *in vitro* montrent une certaine hétérogénéité notamment liée aux différences entre les caractéristiques physiologiques des modèles cellulaires utilisés.

Compte tenu du potentiel pro-oxydant très marqué, on aurait pu s'attendre à une réponse pro-inflammatoire importante. Cependant, la sécrétion des médiateurs pro-inflammatoires par les cellules exposées aux particules prélevées dans les EFS apparaît comme très modérée, généralement inférieure à celle induite par les particules prélevées dans d'autres environnements (*i.e.* granite, quartz, PM10 urbaines, particules diesel, particules d'abrasion de pneus).

3.2.4 Génotoxicité *in vitro*

Seules deux séries d'études *in vitro* se sont intéressées aux effets génotoxiques de particules issues des EFS dont l'une, coréenne, s'est focalisée uniquement sur la fraction organique de ces particules.

Trois articles ont été publiés par une équipe suédoise (Karlsson, Holgersson, et Möller 2008, Karlsson *et al.* 2006, Karlsson, Nilsson, et Möller 2005) qui a caractérisé l'effet génotoxique de particules PM10 prélevées dans le métro de Stockholm. Ces articles souffrent d'un manque de caractérisation des particules testées et de mise en évidence de la reproductibilité des résultats entre les prélèvements quotidiens. Une analyse de la composition atomique a révélé la richesse de l'échantillon en fer sous forme de magnétite (Fe_3O_4). Une lignée de pneumocytes de type II (A549) a été choisie comme modèle d'étude. Après 4 heures d'exposition, un accroissement des cassures de l'ADN, dépendant de la concentration en particules, a été rapporté. Ce dernier est significatif même pour des concentrations en particules relativement modérées, à savoir $10 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ($50 \mu\text{g}/\text{mL}$). A cette concentration, une augmentation de la formation de 8-oxodesoxyGuanosine (8-oxodG), signe de lésions oxydatives de l'ADN, a aussi été observée. Les dommages à l'ADN et les lésions oxydatives induites par les particules issues de ces EFS sont plus importants (*i.e.* 8 et 4 fois, respectivement) que ceux induits par les particules atmosphériques urbaines prélevées dans une rue proche de la station de métro (Karlsson *et al.* 2006, Karlsson, Nilsson, et Möller 2005). Les dommages à l'ADN sont également supérieurs à ceux induits par des particules issues de l'usure de pneus, des particules issues de la combustion de biomasse (Karlsson *et al.* 2006), des particules d'hématite (Fe_2O_3) et des particules d'oxyde de cuivre, alors que celles de magnétite (Fe_3O_4) ou de Cu/Zn aux mêmes concentrations sont sans effet (Karlsson, Holgersson, et Moller 2008). Ces effets

génétoxiques sont associés à une élévation rapide de la production d'ERO dans les cellules, dès 2 heures d'exposition. Il n'est plus observé de dommages à l'ADN des cellules A549 si elles sont traitées avec un extrait aqueux de particules effectué ou non en présence de citrate pour favoriser la solubilisation du fer. De plus, comme déjà indiqué précédemment, ces particules sont capables en condition acellulaire d'induire des lésions oxydatives de la 2'-désoxyguanosine (dG) qui sont amplifiées si l'incubation des particules est réalisée en présence de H₂O₂ mais par contre réduites si les particules sont prétraitées avec un chélateur de fer (*i.e.* deferroxamine) et ne s'observent plus si l'expérience est faite avec un extrait aqueux des particules (Karlsson, Nilsson, et Moller 2005). Les auteurs concluent de l'ensemble de ces résultats que la génotoxicité implique une réactivité de surface de ces particules riches en fer. Il est regrettable que des dosages de fer soluble et insoluble n'aient pas été effectués pour conforter leurs conclusions.

En plus des trois articles publiés par l'équipe de Karlsson *et al.* (2005, 2006, 2008), seul l'article publié par Jung *et al.* (2012) rapporte une approche expérimentale cherchant à caractériser l'effet génotoxique de particules PM10 prélevées dans le métro de Séoul (Corée). Toutefois, Jung *et al.* (2012) n'ont pas directement étudié le rôle des particules (PM10) mais celui d'extraits organiques (EO). Les auteurs ont caractérisé ces EO et ont rapporté la présence de plusieurs HAP. Ils ont recherché le potentiel génotoxique de ces EO dans deux modèles cellulaires, des cellules ovariennes d'Hamster chinois (CHO-k1), d'une part, et des cellules épithéliales bronchiques humaines (BEAS-2B), d'autre part. Les concentrations d'EO testées, de 1,6 à 100 µg/mL, se sont révélées cytotoxiques, avec une relation dose-dépendante, dans le modèle de cellules CHO-k1, contrairement au modèle de cellules BEAS-2B. Une formation significative, dose-dépendante, de micronoyaux et des cassures simple et double brins à l'ADN a été rapportée dans les deux modèles cellulaires exposés aux concentrations croissantes d'EO. Bien que réalisée à partir d'EO, et non de particules, l'étude de Jung *et al.* (2012) indique par conséquent le potentiel génotoxique de la fraction organique des particules émises dans les EFS et incrimine notamment la formation de métabolites électrophiles très réactifs des HAP et la production d'ERO. Toutefois, l'étude publiée par Jung *et al.* (2012) ne rapporte que très peu de données sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les prélèvements de particules ont été réalisés, les modalités de prélèvements de ces dernières, les caractéristiques physico-chimiques des particules prélevées, de même que sur la représentativité des doses d'EO capables de provoquer les lésions génotoxiques.

En résumé, en dépit des limites inhérentes à ces expérimentations *in vitro*, ces deux séries d'études supportent le potentiel génotoxique des particules prélevées dans les EFS, ce dernier apparaissant plus marqué que celui des particules issues de combustion ou de processus d'usure de pneus.

Cette génotoxicité serait à mettre en relation avec le potentiel pro-oxydant très important des particules émises dans les EFS et leur capacité à générer un stress oxydant. Les auteurs concluent que cette génotoxicité implique une réactivité de surface de ces particules riches en divers éléments métalliques, et notamment en fer, la fraction carbonée riche en HAP présentant également un potentiel génotoxique comme attendu.

3.2.5 Réponse inflammatoire, clairance et histologie pulmonaires *in vivo*

L'étude française (Bachoual *et al.* 2007) est présentée séparément au chapitre 3.3. Les données *in vivo* sur les effets des particules issues des EFS étant très peu nombreuses, des données extraites d'un rapport de l'Institute of Occupational Medicine (Cullen *et al.* 1995) qui n'ont pas fait l'objet d'une publication dans une revue à comité de lecture sont rapportées ici.

Les particules étudiées (diamètre médian 1,1 µm) provenaient d'un prélèvement effectué dans le métro de Londres (station Holland Park) et leurs effets après instillation intratrachéale chez des rats Wistar mâles ont été comparés à ceux induits par le quartz utilisé à la concentration à laquelle il est présent dans ces EFS (7,8%), par du fer particulaire et par un mélange quartz-fer particulaire. Leur

hypothèse de travail était que le quartz dont les concentrations dans les EFS pouvaient dépasser les concentrations limites, soit impliqué dans des effets sanitaires. Il semble que les expériences aient été reproduites 4 fois en impliquant chaque fois trois rats par condition qui recevaient 1, 10 ou 50 mg de particules. Des lavages broncho-alvéolaires (LBA) ont été réalisés 7, 32 et 60 jours plus tard afin de dénombrer les cellules et en particulier les macrophages et les neutrophiles.

Aux doses les plus élevées, les particules de l'EFS induisent une augmentation de la cellularité du LBA supérieure aux particules de fer seules, égale aux particules de fer associées au quartz mais inférieure au quartz seul, et qui est liée à une augmentation du nombre de macrophages. L'augmentation du nombre de neutrophiles par les particules de l'EFS est moins importante que celle induite par l'association des particules de fer au quartz suggérant un effet inflammatoire plus faible des particules de l'EFS. Les macrophages mis en culture à partir des LBA, produisent davantage de TNF α en présence de LPS s'ils proviennent de LBA d'animaux exposés aux particules de l'EFS ou aux particules de fer mais moins que ceux exposés au mélange particules de fer – quartz. Leur capacité à produire de l'anion superoxyde spontanément ou après stimulation est réduite quels que soient les traitements particuliers subis. Aux fortes doses, les particules quelle que soit leur origine ne sont pas éliminées. Par contre à 1 mg, il y a une clairance partielle : 58 % des particules de l'EFS sont toujours présentes dans les poumons 32 jours après l'exposition. Les observations histologiques montrent pour les fortes doses, une présence de macrophages très chargés en particules dans les alvéoles pulmonaires avec chez les animaux exposés à 50 mg un épaississement des septa alvéolaires et des lésions tissulaires sans évidence de fibrose. A l'inverse le quartz dès les concentrations les plus faibles, modifie la structure des macrophages et provoque de la fibrose.

Bien que des concentrations élevées aient été utilisées, les particules de l'EFS londonienne ont un effet inflammatoire et pathogénique beaucoup plus faible que le quartz seul. Les auteurs de l'étude supposent une atténuation de l'effet du quartz dans les EFS due à la présence du fer sans explication mécanistique.

L'étude de Gerlofs-Nijland *et al.* (2019)★ porte sur des particules d'usure de freins mais provenant de véhicules automobiles. De par les fortes concentrations en éléments métalliques de ces particules de freinage, cette étude a été prise en considération. Dans leur étude *in vivo*, Gerlofs-Nijland *et al.* (2019) se sont intéressés aux effets néfastes associés à l'exposition aux particules fines (PM_{2,5}; <2,5 μ m de diamètre aérodynamique médian en masse) provenant de la circulation routière, en comparant la toxicité des particules de freins à celles issues d'autres sources. Les particules testées dans cette étude étaient issues de différents types de plaquettes de frein (faiblement métalliques, semi-métalliques, hybrides NAO et ECE-NAO), de pneus et de chaussées, de la combustion de diesel et de bois (poêles de technologies moderne et ancienne) ainsi que de fermes avicoles. Plus précisément, les aérosols testés étaient comme suit : (i) Plaquettes de frein ECE faiblement métalliques, y compris le cuivre (usure des freins 1 ou BW-1), (ii) plaquettes de frein semi-métalliques sans cuivre (usure des freins 2 ou BW-2), (iii) plaquettes de frein organiques sans amiante (NAO) (usure des freins 3 ou BW-3), plaquettes de frein hybrides ECE-NAO (usure des freins 4 ou BW-4), (iv) pneus d'hiver cloutés et chaussée en béton bitumineux (Usure des pneus / de la route), (v) poêle à bois moderne avec des conditions de combustion efficaces (Poêle moderne), (vi) poêle à bois à l'ancienne avec des conditions de combustion efficaces (Poêle à l'ancienne), (vii) échappement du moteur diesel du moteur EURO-III (Échappement du moteur diesel), et (viii) élevage de volailles (Ferme avicole). Ceux-ci ont ensuite été ré-aérosolisés pour les expositions des souris par inhalation. Des groupes de 4 à 5 souris femelles BALB/cOlaHsd ont été exposées pendant 1,5, 3 ou 6 heures par inhalation nasale jusqu'à 9 mg/m³, à l'une des suspensions de PM_{2,5} ré-aérosolisées, spécifiques d'une source, ou à de l'air filtré (contrôle négatif). La dose pulmonaire interne par animal a été calculée en considérant un volume minute de 0,0273 L/min et une déposition de 33% de la masse inhalée, ce qui a donné lieu à quatre doses individuelles: très faible exposition (expo VL; 0,1 mg/kg de poids corporel uniquement pour BW-3), faible exposition (expo L; 0,3-0,4 mg/kg de poids corporel), exposition moyenne (expo M; 0,6 –0,8 mg/kg de poids corporel) et une exposition élevée (expo H; 1,2–1,6 mg/kg de poids corporel non présent pour BW-3). Aucune cytotoxicité et aucun stress oxydant n'ont été observés après exposition à l'un des échantillons de

PM_{2,5} ré-aérosolisés. Cependant, pour des concentrations similaires de PM_{2,5}, la capacité d'induire des réponses inflammatoires dépendait fortement de la source d'émission. L'exposition à la plupart des sources de PM_{2,5} examinées a provoqué une inflammation, y compris celles provenant de la ferme avicole, des émissions d'usure des plaquettes de frein hybrides NAO et ECE-NAO ainsi que la combustion de diesel et de bois, comme l'ont montré les sécrétions de facteurs chimio-attractants des neutrophiles, KC et MIP-2 et l'afflux de neutrophiles pulmonaires. Les réactions les plus marquées étaient observées après l'exposition aux BW-3 et BW-4. En conclusion, une variation marquée de la toxicité des particules d'usure des freins a été observée, ce qui pourrait être lié à la chimie de ces dernières, et notamment à la présence de Cu. Cette étude soutient l'hypothèse selon laquelle le risque lié à l'inhalation des particules dépend de leur composition et souligne que les particules d'usure des freins ne doivent pas être ignorées dans la stratégie de réduction de la pollution atmosphérique.

En résumé, seules deux études *in vivo* ont été prises en considération : la première, publiée par Bachoual *et al.* (2007), rapportant des données sur les effets des particules issues des EFS et la seconde, réalisée par (Gerlofs-Nijland *et al.* 2019), présentant des résultats sur ceux de particules de freinage de véhicules automobiles.

Ces deux types de particules, très riches en éléments métalliques, respectivement Fe et Cu, ont été montrés comme impliqués dans l'initiation d'une réponse inflammatoire pulmonaire, parfois plus marquée que celles observées avec d'autres types de particules (e.g., émission de moteur diesel, de poêles à bois, de pneu et/ou de chaussée).

Ces deux études soulignent l'influence des propriétés physico-chimiques spécifiques des différents types de particules dans l'intensité de la réponse inflammatoire observée.

Néanmoins, les résultats de ces deux études incriminent majoritairement la présence de deux éléments métalliques différents, Fe et Cu, en fonction des sources de particules, et supportent l'implication d'un stress oxydant dans la genèse de la réponse inflammatoire.

3.3 Données françaises

Une étude a investigué la toxicité des particules issues d'enceintes ferroviaires souterraines françaises (Bachoual *et al.* 2007). Cette étude présente un double intérêt. D'une part, elle a été réalisée avec des particules issues d'EFS françaises, à savoir le RER et le métro parisiens, et, d'autre part, ces particules ont été testées à la fois *in vitro* sur des macrophages et *in vivo* chez la souris.

La fraction PM₁₀ des particules a été prélevée en novembre 2003 avec un appareil Partisol Plus® à bas débit (1m³/h) au niveau des quais dans deux types d'EFS qui se distinguent notamment par les caractéristiques de leur matériel roulant ; ce afin d'avoir des particules présentant des compositions chimiques contrastées. Ainsi, à la station Nation du RER A, les trains se caractérisent par des roues métalliques et des freins en composite alors qu'à la station Chatelet de la ligne 11 du métro, ils roulent sur pneumatiques et les freins sont des sabots en bois. La concentration en particules est nettement plus élevée à la station RER (360,9 µg/m³) qu'à la station de métro (41,8 µg/m³) mais les distributions granulométriques sont sensiblement les mêmes à savoir une majorité de particules au diamètre inférieur à 0,5 µm (*i.e.* 78,8 et 88,5%, respectivement) et une proportion de particules comprises entre 0,5 et 1 µm supérieure dans le RER (*i.e.* 19,8% versus 11%). L'analyse élémentaire des particules révèle une proportion massique plus importante de Fe, de Mn et de Si dans le RER que dans le métro (*i.e.* 61, 7 et 1,8% dans le RER contre 41,8, <1 et 1,45 % dans le métro). Ces valeurs sont donc dans la fourchette haute de ce qui a été observé lors des mesures d'exposition professionnelles individuelles sur l'ensemble des lignes de métro (*i.e.* Fe : moy=17% ; max=41,7%, Mn : moy=0,2% ; P95=0,4 % ; max=2.6%) (RATP 2013a).

L'étude menée *in vitro* sur une lignée de macrophages murins (RAW 264,7) a permis de comparer ces deux types de particules entre elles ainsi qu'à des particules diesel de référence (DEP, SRM1650¹²) pour mimer la pollution automobile urbaine, des noirs de carbone de 95 nm de diamètre, un témoin négatif de la composante carbonée des particules et des particules de TiO₂. Dans la gamme de concentrations testées (0,01, 0,1, 1 et 10 µg/cm²), il n'a pas été mis en évidence d'atteinte de la viabilité cellulaire dans les 24 heures suivant le traitement quelles que soient les particules considérées. Par contre l'exposition aux particules provenant du métro et du RER a provoqué une augmentation significative de la libération de TNF-α et de MIP-2 de façon temps-dépendante mais pas de KC et GM-CSF. Cette augmentation de la sécrétion de ces deux cytokines, le TNF-α et le MIP-2, était de même importance (x4 environ par rapport au témoin) avec les PM RER et métro mais uniquement à la concentration la plus élevée (10 µg/cm²). Les autres particules étudiées n'ont aucun effet quels que soient la concentration et le temps d'exposition. La réponse pro-inflammatoire induite par les particules prélevées dans le RER et le métro est associée à une augmentation de l'immunoréactivité des macrophages pour un anticorps anti-hème-oxygénase-1 (anti-HO-1). HO-1 est une enzyme anti-oxydante, marqueur d'une situation de stress oxydant. Les sécrétions de médiateurs pro-inflammatoires induites par les particules prélevées dans le RER et le métro ne sont pas modifiées si elles sont prétraitées par de la polymixine B ce qui signifie que les endotoxines ne sont pas responsables de cette réponse inflammatoire. Par contre, un prétraitement avec un chélateur de fer (*i.e.* deferoxamine) réduit significativement mais seulement partiellement la sécrétion de TNFα induite par les particules prélevées dans le RER, alors qu'il est sans effet sur les particules prélevées dans le métro et sur l'induction de MIP-2 par ces deux types de particules. Ce résultat suggérerait que le fer ne soit pas le contributeur principal de cette réponse pro-inflammatoire. Enfin a également été étudiée l'expression de différentes métalloprotéases (MMP-2, -9, -12), enzymes qui en détruisant l'élastine et le collagène de la matrice, contribuent à une altération structurale des poumons et de leur inhibiteurs (TIMP-1,2). Seule l'expression de MMP-12 a été significativement induite non seulement par les deux types de particules issues des EFS mais aussi par tous les autres types de particules testées.

L'étude *in vivo* a été réalisée par instillation intratrachéale chez la souris (mâle, C57Bl6, 7 semaines, n= 6 à 12) de 5, 50 ou 100 µg/souris (soit de 0,22 à 4,48 mg/kg) de particules prélevées dans le RER ou de particules de noir de carbone ou encore de particules diesel. La réalisation de lavages broncho-alvéolaires (LBA) 8 et 24 heures après l'exposition a révélé (i) une augmentation transitoire (à 8h seulement) de la teneur en protéines du LBA, marqueur d'une atteinte de la perméabilité épithéliale, uniquement chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER à la plus forte dose, (ii) une augmentation transitoire de la cellularité du LBA et en particulier des neutrophiles chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER mais aussi chez ceux exposés aux particules diesel à la plus forte dose (iii) une augmentation de la sécrétion de TNFα et MIP-2 dans le LBA uniquement chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER à la plus forte dose et à 8h. Au niveau du tissu pulmonaire, il est constaté une augmentation de l'expression de MMP-12 et de HO-1 uniquement chez les animaux exposés 8h aux particules prélevées dans le RER. Les résultats obtenus dans cette étude avec les particules diesel sont en accord avec ceux obtenus par Stoeger *et al.* (2006) en réalisant des instillations intratrachéales de ces mêmes particules diesel de référence chez des souris femelles (BALB/cJ de 8 semaines). Il a en effet observé 24h après l'exposition une augmentation du nombre de neutrophiles dans le LBA à la plus forte dose (50 µg /souris) et l'absence d'augmentation de la sécrétion des cytokines MIP-2 et IL-1b dans le LBA (Stoeger *et al.* 2006).

¹² SRM1650 : particules diesel de référence "Standard reference material" du NIST National Institute of Standards and Technology (Gaithersburg, MD).

En résumé cette étude a montré que les particules prélevées dans le RER et dans le métro produisent une réponse pro-inflammatoire équivalente chez des macrophages exposés *in vitro* à des concentrations élevées. Par contre, aucun effet n'est observé *in vitro* pour des particules diesel de référence prises comme particules modèles de la pollution atmosphérique et leurs effets *in vivo* sont faibles en comparaison des particules du RER. Ce résultat diffère des autres études de la littérature *in vitro* qui montrent une réponse inflammatoire aux particules EFS très modérée, généralement inférieure à celle aux particules urbaines ou diesel.

L'étude comparative des effets induits *in vitro* et *in vivo* menée uniquement avec les particules prélevées dans le RER, révèle une cohérence dans les effets pro-oxydants et pro-inflammatoires et permet de souligner leur caractère transitoire. Si la composition métallique apparaît comme un déterminant majeur des effets observés, la contribution du fer ne semble que partielle.

3.4 Conclusion

En premier lieu, il convient de souligner que la toxicité des particules des EFS reste peu documentée et que les études existantes portent uniquement sur des effets à court terme. Les études publiées depuis l'expertise Anses 2015 ne modifient qu'à la marge les conclusions (présentées ci-dessous), avec des indications d'un potentiel oxydant des particules d'EFS qui peut être élevé par rapport aux particules urbaines, mais pas systématiquement et avec de nouvelles études qui n'identifient pas le fer comme seul acteur majeur mais d'autres métaux comme le cuivre.

L'ensemble des études sur la toxicité des particules des EFS comprenant dix-huit études *in vitro* et seulement deux études *in vivo*, ainsi qu'une étude *in vivo* sur des particules d'émission de freinage automobile, a montré que les particules des EFS présentaient :

- un potentiel oxydant intrinsèque élevé et supérieur ou égal aux particules urbaines, en condition acellulaire ;
- une capacité à induire un stress oxydant parfois plus élevé dans les cellules exposées par rapport aux particules urbaines ;
- une cytotoxicité plus marquée que des particules urbaines ou issues de processus abrasifs ;
- une génotoxicité plus marquée que des particules issues de combustion ou de processus d'usure de pneus ;
- un effet pro-inflammatoire *in vitro* moins important que des particules urbaines ;
- une capacité à induire une inflammation transitoire chez la souris révélée par une étude française et qui s'observe dans une moindre mesure pour un modèle de particules diesel de référence. L'inflammation est persistante et non associée à de la fibrose dans le cas d'une étude anglaise réalisée à très forte dose.

Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser. Néanmoins de nouvelles études n'identifient pas le fer comme seul acteur majeur mais d'autres métaux comme le cuivre.

Selon le GT, le potentiel oxydant, la génotoxicité et la cytotoxicité plus marqués des particules des EFS sont vraisemblablement à mettre en relation avec les formes d'ERO produites. En effet, la forte composante métallique de ces particules est favorable à la formation de radicaux libres tels que le radical hydroxyl par réaction de Fenton. Ces radicaux provoquent des lésions oxydatives au niveau des lipides, protéines et acides nucléiques responsables de la génotoxicité et de la cytotoxicité. A l'inverse l'induction d'une sécrétion de cytokines, marqueur de la réponse pro-inflammatoire, nécessite l'activation de voies de signalisation et de facteurs de transcription généralement liée à l'oxydation modérée et réversible de fonctions thiols de protéines sensibles au stress oxydant par des ERO comme H₂O₂. Dans les particules issues des processus de combustion, l'importance de la fraction organique dont la métabolisation peut générer ce type d'ERO est plus favorable à l'induction de la réponse pro-inflammatoire.

Néanmoins, d'autres mécanismes provoquent aussi une inflammation *in vivo* comme l'induction d'une mort cellulaire par nécrose. Aussi, l'observation *in vitro* d'un potentiel pro-inflammatoire faible des particules des EFS n'est pas contradictoire avec les observations *in vivo* du développement d'une inflammation.

Ces études présentent un certain nombre de faiblesses pouvant limiter la portée des conclusions fournies par leurs auteurs. Ainsi généralement ces études fournissent très peu d'informations (i) sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les particules ont été prélevées, (ii) sur les modalités et conditions de prélèvements des particules et (iii) sur les caractéristiques physicochimiques des particules, notamment en terme de spéciation chimique. La représentativité des doses de particules et/ou d'EO utilisés était rarement argumentée. Enfin la vérification de l'état de viabilité des cellules pour lesquelles était étudiée la production d'ERO ou de cytokines, n'était pas systématiquement réalisée. Il est à rappeler également que les données disponibles sur la toxicité des particules des EFS présentées dans ce chapitre concernent uniquement des effets à court terme. La toxicité à long terme de ces particules n'est, en l'état actuel des connaissances, pas documentée.

Tableau 11 : Résumé des études sur le potentiel/stress oxydant de l'exposition *in vitro* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

(nouvelles études depuis l'expertise ANSES 2015 identifiées par une étoile ★)

Potentiel oxydant /stress oxydant

	Seaton, 2005 Hurley, 2003	Karlsson, 2005, 2008	Lindbom, 2007	Kam, 2011	Jung, 2012	Bachoual, 2007	Spagnolo, 2015 ★	Gali, 2017 ★
particules	PM _{2,5} métro Londres 3 stations (PM ₁₀ métro Manchester)	PM ₁₀ métro Stockholm (bcp Fe ₃ O ₄) (/ Diesel, PM urbaines, PM usure, PM biomasse) 20 µg/cm ² = 35 µg/mL	PM ₁₀ métro Stockholm (PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (granite, quartzite) 1, 10, 100 µg/mL	PM _{10-2.5} et PM _{2.5} métro de Los Angeles (expo voyageurs): red line/gold line en partie aérienne /PM fond urbain (USC) Durée expo?, doses?	Extraits Organiques de PM ₁₀ métro Séoul	PM ₁₀ métro ligne 11 (Chatelet) PM ₁₀ RER A (Nation) (/ Diesel (SRM 1650), noir de carbone et TiO ₂) 0,01, 0,1, 1 et 10 µg/cm ² 10 µg/cm ² = 50 µg/ml	PM _{10-2.5} , PM _{1-2.5} , PM _{0.5-1} , PM _{0.25-0.5} métro Italie (/ zone commerciale souterraine et sortie du métro) 70 µg/ml	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} métro Hong-Kong (/ dans train en extérieur, dans bus) Utilisation de la fraction aqueuse des particules pour les essais
Test acellulaire	Scission ADN plasmidique PM _{2,5} >>PM ₁₀ = TiO ₂ RPE: production -OH	↗ oxydation de 2'- désoxyguanosine PM métro>PM urbaines • ++ si H ₂ O ₂ • réduit de 80% si prétraitement deferoxamine • 0 si extrait aqueux	Test DTT: PM métro> PM trafic (faible pour autres PM)					Test DCFH: PM _{2.5} : effet = PM tous sites PM _{10-2.5} : métro > train > bus
Test cellulaire		A 549: ↗ ERO à 2h, (sit PM métro) ↗ Dépolarisation mitochondriale à 8h (PM métro, urbaines, Diesel, biomasse)	Macrophages murins RAW264.7 pas de cytotoxicité Peroxydation lipidique (1 dose testée: 100 µg/ml, 18h) PM métro>PM trafic >quartzite>granite, Peroxydation non inhibée par deferoxamine	Macrophages humains ↗ ERO PM _{2.5} >>PM _{10-2.5} pour les 3 sites (red line, gold line, USC) Par taille idem √ site [Fe _{2d}] et [C _{org}]. prédiction de 94% ERO	BEAS-2B ↗ ERO si [OE] > 25 µg/mL	Macrophages RAW264.7 immunomarquage positif pour Hème Oxygénase-1 (enzyme anti- oxydante) du cytoplasme des cellules exposées aux PM métro et RER à 24 h, 10 µg/cm ² rien avec les autres particules	NCI-H727 ↗ ERO à 3h (tous sites, toutes fractions sauf pour PM _{0.25-0.5} seulement métro. ↗ ERO augmente avec diminution de la taille ↗ ERO métro=extérieur ↘ Viabilité < 70 %: toutes PM métro (sauf PM _{1-2.5}) et PM métro < PM extérieures (sauf PM _{10-2.5})	Macrophages murins RAW264.7 Cytotoxicité: = pour les 2 fractions du métro et > train et bus pour PM _{10-2.5} ↗ ERO = pour les 2 fractions du métro et > train et bus pour PM _{10-2.5}

Potentiel oxydant /stress oxydant (suite)

	Moreno, 2017 ★	Steenhof, 2011/ Janssen 2014	Loxham, 2013	Loxham, 2015 ★	Loxham, 2020 ★	Gasser, 2009 ★	Puisney, 2018 ★
particules	PM _{2.5} métro (Barcelone) 6 stations différentes	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} et PM _{1.8} métro (Pays-Bas) (/....., PM de fond urbain, rural, trafic routier 6,25 à 100 µg/mL	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} et PM _{1.8} métro (Pays-Bas) 6,3 et 12,5 µg/cm ² (=25 et 50 µg/mL)	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} et PM _{1.8} métro (Pays-Bas) 0,6, 3,1, 6,3 et 12,5 µg/cm ²	PM _{1.8} métro (Pays-Bas) 1,3, 2,5, 6,3 µg/cm ²	Particules usure de freins automobiles (Renault Laguna 2.0) 2 régimes de freinage: décélération normale (8 cycles): 2220 µg/m ³ et arrêt complet (4 ou 8 cycles): 2280 µg/m ³ et 4730 µg/m ³	Mélange de particules usure de freins automobiles Isolement de leur fraction nanométrique (26% en masse du mélange de particules) 1 à 100 µg/cm ² , soit 3 à 300 µg/mL
Test acellulaire	<u>Test déplétion acide ascorbique (AA), glutathion (GSH) et acide urique (AU) dans fluide respiratoire synthétique</u> Rien sur AU Déplétion AA = GSH, mais parfois AA>GSH selon les stations PO ^{4h} µg corrélé Cd et La puis Pb et Ce. PO ^{23h} µg corrélé Cu, Sb, La et Ce PO ^{4h} /m ³ et PO ^{23h} /m ³ corrélé Cu	<u>Test DTT:</u> PM métro toutes tailles>>>autres PM <u>DTT, RPE, déplétion acide ascorbique:</u> PM métro toutes tailles>>>autres PM OH corrélé Fe et Cu					
Test cellulaire		<u>Macrophages RAW264.7</u> cytotoxicité ∇ classe de taille	<u>Cultures primaires cellules épithéliales bronchiques humaines</u> Production ERO à 3h ∇ classe de taille mais UF>F>G	<u>Lignée 16HBE (bronchiques humaines)</u> Seules les PM ₁₀ ont été testées Production ERO à 3.1 µg/cm ² diminue si co-exposition avec desferoxamine ou N-acétyl cystéine <u>Cellules épithéliales bronchiques humaines primaires</u> issues d'individus sains <u>Culture en monocouche:</u> ➤ ERO dose dépendante à 3h ∇ classe de taille mais UF=F>G ➤ HO-1 ARNm (testé avec PM ₁₀ seulement à 5,6 µg/cm ²) <u>Culture à l'interface air-liquide (IAL):</u> Seules les PM ₁₀ ont été testées à 5,6 µg/cm ² ➤ HO-1 et NQO-1 ARNm ➤ HO-1 ARNm diminue si co-exposition avec desferoxamine ou N-acétyl cystéine	<u>Lignée MCF7 rapportrice pour Nrf2</u> Activation dose – dépendante de la voie Nrf2 <u>Cellules épithéliales bronchiques humaines primaires</u> issues d'individus sains, Culture à l'interface air-liquide (IAL) Analyse transcriptomique à 6 et 24h à 5,6 µg/cm ² ➤ À 6h gènes (adhésion, maintien de l'environnement externe) ➤ métallothioninés ARNm et MT1G diminue si co-exposition avec desferoxamine ou N-acétyl cystéine ➤ gènes de la défense anti-oxydante	<u>A549</u> (lignée alvéolaire) cultivée à l'interface air-liquide Exposition à un aérosol fraîchement généré Effets évalués 24h après la dernière exposition ➤ ERO (quantification par analyse d'images) dans les 3 conditions, > si + de cycles, mais aucune significativité statistique	<u>Lignée Calu-3 (bronchiques humaines)</u> 24h exposition Cytotoxicité: mélange = fraction nano ➤ ERO: mélange < fraction nano

Tableau 12 : Résumé des études sur le potentiel inflammatoire de l'exposition *in vitro* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

(nouvelles études depuis l'expertise ANSES 2015 identifiées par une étoile)

INFLAMMATION: études in vitro

	Seaton, 2005	Lindbom, 2006	Lindbom, 2007	Bachoual, 2007
particules	PM _{2,5} métro Londres 3 stations (/PM ₁₀ métro Manchester/ quartz, PM urbaines)	PM ₁₀ métro Stockholm (/Diesel, PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (quartzite, granite))	PM ₁₀ métro Stockholm (/PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (quartzite, granite))	PM10 métro ligne 11 (Chatelet) PM10 RER A (Nation) (/ Diesel (SRM1650), noir de carbone et TiO ₂)
Modèles cellulaires	A 549 1 à 100 µg/mL	- macrophages humains - C. épithéliales bronchiques BEAS-2B 18h, de 10 à 500 µg/mL	Macrophages RAW 264,7 1, 10, 100 µg/mL	Macrophages RAW 264,7 0,01, 0,1, 1 et 10 µg/cm ² 10µg/cm ² = 50 µg/ml 3, 8 et 24h
effets	cytotoxicité à 100 µg/mL (24h) - ↗ sécrétion IL-8 x3,2 à 4,6/te > PM urbaines de fond (x2,4/te), TiO ₂ <<<< au quartz (x14,6/te) (8h) ↗ sécrétion IL-8 avec fraction soluble (2 x – importante) perdue par chélation des métaux	cytotoxicité des PM métro dès 100µg/ml pour macrophages > autres PM 250 µg/mL pour BEAS-2B - sur macrophages: ↗ sécrétion IL8 et TNF PM métro< PM urbaines et usure -sur BEAS-2B ↗ sécrétion TNF PM métro > autres PM (⊗ pas d'évaluation de l'effet fibres de verre)	pas de cytotoxicité - ↗ sécrétion TNF et IL6 PM trafic >> PM métro>= autres PM - en présence de deferoxamine ou NAC, réduction sécrétion TNF et IL-6 induite par PM métro - Pas d'augmentation du NO - ↗ libération acide arachidonique par PM métro	pas de cytotox (test LDH et Bleu Trypan) - sécrétion de TNF et MIP-2 avec les PM RER et Métro (rien avec les autres particules) à 10µg/cm ² slt, x4, effet temps (* dès 3h) non diminué par polymixine B (endotoxines) ↳ avec deferoxamine pour TNF des PM RER slt, pas pour MIP - Pas de sécrétion de KC et GM-CSF - ↗ARNm de MMP -12 avec toutes les particules

INFLAMMATION: études in vitro (suite)

	Steenhof, 2011	Loxham et al., 2015	Gasser et al., 2009
particules	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} et PM _{1.8} métro (/BF urbain, rural, trafic routier,)	PM _{10-2.5} , PM _{2.5} et PM _{1.8} métro	Particules usure de freins automobiles (Renault Laguna 2.0) 2 régimes de freinage: décélération normale (8 cycles) et arrêt complet (4 ou 8 cycles)
Modèles cellulaires	Macrophages RAW 264,7 6,25 à 100 µg/mL	Cellules épithéliales bronchiques humaines primaires issues d'individus sains ou asthmatiques Culture en monocouche ou à l'interface air-liquide (IAL) 1,1, 2,2, 5,6 et 11,1 µg/cm ² 3, 8 et 24h	A549 (lignée alvéolaire) cultivée à l'interface air-liquide Exposition à un aérosol fraîchement généré décélération normale (8 cycles): 2220 µg/m ³ arrêt complet (4 cycles): 2280 µg/m ³ arrêt complet (8 cycles): 4730 µg/m ³ Effets évalués 24h après la dernière exposition
effets	cytotoxicité √ classe de taille pour PM métro > autres PM - pas de sécrétion de IL-6 - ↗ dose-dépendante de sécrétion TNF et MIP-2, identique √ classe de taille mais peu élevée / PM du trafic (F et UF)	<u>Culture en monocouche:</u> pour cellules provenant individus sains ↗ Libération IL-8 par PM _{2.5} et PM _{1.8} métro à 11,1 µg/cm ² pour cellules provenant individus asthmatiques ↗ Libération IL-8 par PM _{2.5} métro à 11,1 µg/cm ² <u>Culture en IAL:</u> pour cellules provenant individus asthmatiques ↗ Libération IL-8 par PM _{10-2.5} métro (5,6 µg/cm ²) par PM _{1.8} métro (2,2 µg/cm ²)	- Pas de cytotoxicité (LDH) - ↘ de la densité d'occludine (régime arrêt complet 8x) - ↗ libération IL-8 (régime arrêt complet 8x) mais statistiquement non significatif

Tableau 13 : Résumé des études sur la toxicité de l'exposition *in vivo* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

(nouvelles études depuis l'expertise ANSES 2015 identifiées par une étoile)

Etudes in vivo

	Bachoual et coll., 2007	Cullen et coll., 1995 (rapport)	Gerlofs-Nijland et al. (2019) 
particules	PM10 RER A (Nation) comparaison avec Diesel (SRM 1650), CB	particules (diamètre médian 1.1µm) métro de Londres (station Holland Park) comparaison avec particules aux mêmes concentrations de quartz, fer, et mélange quartz-fer	Particules d'usure de freins automobiles (4 types de plaquettes de freins: faiblement métallique avec Cu (BW1), semi-métallique sans Cu (BW2), organique sans amiante (BW3), hybride (BW4)) Comparaison avec particules de pneus + chaussées, de moteur diesel Euro-III, de poêle à bois (technologies moderne et ancienne) et issues de fermes avicoles
Modèle animal	souris mâles C57Bl6 7 semaines, n= 6 à 12 instillation intratrachéale 8 et 24h 5, 50 ou 100 µg/souris (soit de 0,22 à 4,48 mg/kg)	rats mâles Wistar 7 semaines, n= 3 ? 4 réplicats ? instillation intratrachéale 7, 32 et 60 jours 1, 10 ou 50 mg/rat	Souris BALB/cOlaHsd 9-10 semaines, n= 4-5 instillation nasale 1,5, 3 ou 6 heures jusqu'à 9 mg/m ³ (4 niveaux d'exposition: doses internes estimées, 0,1 mg/kg, 0,3-0,4 mg/kg, 0,6-0,8 mg/kg, 1,2-1,6 mg/kg)
Biomarqueurs	Sur LBA: TNF α , MIP-2, protéines, neutrophiles, cellularité totale Sur poumon: MMP-2, MMP-9, MMP-12, HO-1	Sur LBA: MIP-2, neutrophiles, cellularité totale Sur macrophages du LBA: TNF α , production d'anion superoxyde + clairance et histologie pulmonaire	Sur LBA: cytotoxicité (protéines totales et LDH), cellularité, cytokines, stress oxydant (GSH) Hématologie
effets	Sur LBA: ↗ teneur protéines, transitoire, 8h slt, PM RER slt ↗ cellularité (neutrophiles), transitoire, PM RER et Diesel forte dose ↗ TNF α et MIP-2, PM RER slt, à forte dose, à 8h, Sur poumon: ↗ expression de HO-1 et MMP-12 slt avec PM RER à 8h	Sur LBA: ↗ cellularité par particules métro aux doses + élevées (> particules de fer seules, = particules de fer+quartz, < quartz seul) liée à ↗ des macrophages ↗ des neutrophiles: particules de métro < particules de fer+quartz ↗ TNF α des macrophages en présence de LPS (particules métro = particules de fer < particules fer+quartz ↗ Capacité réduite des macrophages à produire de l'anion superoxyde √ les particules Aux fortes doses, particules quelle que soit origine ne sont pas éliminées. Mais à 1 mg, clairance partielle : 58 % particules métro dans poumons 32j post-exposition. Aux fortes doses: - macrophages très chargés en particules dans alvéoles pulmonaires - épaissement des septa alvéolaires et atteintes cellulaires sans évidence de fibrose. A l'inverse quartz aux concentrations les plus faibles: modification de la structure des macrophages et fibrose.	Sur LBA: Pas de cytotoxicité Pas de stress oxydant ↗ Neutrophiles (ferme > BW4 = BW3 = diesel = 2 poêles) ↗ Cytokines KC: BW4 > BW3 > poêles = ferme ↗ Cytokines MIP-2: BW4 > BW3 > poêles = ferme) Sur hématologie: ↗ Fibrinogène (BW4), ↘ Fibrinogène (ferme) ↘ Cellules sanguines (BW4 et ferme)

4 Etat des connaissances sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

4.1 Introduction

Le présent chapitre est une mise à jour du chapitre 5 du rapport de l'expertise Anses 2015 (ANSES 2015). En pratique, la description et l'analyse des nouvelles études publiées depuis l'expertise Anses 2015 (identifiées par une étoile ★ dans le texte) ont été ajoutées au texte et les conclusions de l'expertise 2015 ont été modifiées ou nuancées lorsque les informations apportées par ces nouvelles publications le justifiaient. La revue réalisée lors de la précédente expertise (ANSES 2015) intégrait les données des études épidémiologiques documentant des effets sur la santé en lien avec la fréquentation d'enceintes ferroviaires souterraines, et ayant fait l'objet de publications scientifiques jusqu'en 2014.

Afin de compléter cette revue, des requêtes avec les moteurs de recherche Pubmed® et Scopus® ont été réalisées et sont décrites au chapitre 3.1.

La première partie du chapitre concerne les études non françaises publiées dans des revues à comité de lecture.

La seconde partie du chapitre concerne les études françaises publiées ou non, identifiées par la requête bibliographique, par une première consultation en 2013 des gérants ou exploitants de moyens de transport ferroviaire souterrain présents sur le territoire national, et par une seconde consultation entre mai 2020 et février 2022 pour la RATP.

Dans chacune des parties, les études sont organisées suivant la population cible (travailleurs exerçant dans les enceintes ferroviaires souterraines, usagers), puis suivant le type d'étude (quasi-expérimentale, cohorte, cas-témoins, transversale). Il est classiquement admis que la capacité à montrer la nature causale des associations est meilleure dans les études expérimentales ou quasi-expérimentales que dans les études d'observation et parmi ces dernières, cette capacité est meilleure dans les études de cohorte que dans les études cas-témoins et plus faible dans les études transversales.

Les principaux résultats des études analysées sont résumés dans le Tableau 14 à la fin du chapitre.

4.2 Revue de la littérature

4.2.1 Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines

4.2.1.1 Etudes quasi-expérimentales

Aucune étude quasi-expérimentale n'a été identifiée dans la littérature scientifique.

4.2.1.2 Etudes de cohorte

Trois études de cohorte ont été identifiées dans la littérature scientifique et concernent les travailleurs du métro de Stockholm. Deux études de cohorte prospectives ont investigué les effets respiratoires et cardiovasculaires à court terme de l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air du métro. Une étude de cohorte historique a investigué le risque de cancers broncho-pulmonaires chez les conducteurs du métro de Stockholm.

Les deux études de cohorte prospectives ont été publiées à partir d'une même cohorte de travailleurs du réseau ferré souterrain de Stockholm, âgés de 25 à 50 ans, tous non fumeurs (40 % d'ex-fumeurs), et qui ont fait l'objet d'une consultation médicale entre novembre 2004 et mars 2005.

La première étude (Bigert *et al.* 2008), s'est intéressée aux éventuels effets cardiovasculaires de l'exposition des travailleurs aux particules dans les réseaux ferrés souterrains de Stockholm. Il s'agit d'une étude à court terme principalement dédiée à la comparaison interindividuelle avant et après 2 jours de travail. Dans cette étude, 79 travailleurs, 54 hommes et 25 femmes, ont été inclus et classés en 3 groupes d'exposition : 29 travailleurs sur quais avec une exposition élevée aux particules (le niveau moyen d'exposition individuelle aux PM_{2,5} est de 79 µg/m³ pour les agents de nettoyage et de 50 µg/m³ pour les percepteurs de tickets), 29 conducteurs de métro avec une exposition intermédiaire (19 µg/m³) et 21 vendeurs de tickets avec une exposition faible (10 µg/m³) (groupe témoin). Les personnes prenant des médicaments susceptibles d'influencer l'équilibre hémostatique (comme les anticoagulants) ont été exclus de l'étude. Des prélèvements de sang ont été réalisés chez 44 sujets, après 2 jours de repos puis un deuxième prélèvement sanguin après 2 jours de travail. Les auteurs ont analysé des taux de marqueurs impliqués dans l'inflammation et/ou la coagulation : l'inhibiteur d'activation du plasminogène (PAI-1), la protéine C-réactive (hs-CRP), l'interleukine- 6 (IL-6), le fibrinogène, le facteur von Willebrand et le facteur VII.

Aucune différence significative entre les deux prélèvements sanguins pouvant être attribuée à l'exposition à des particules, n'a été mise en évidence suggérant une absence d'effet à court terme sur l'inflammation systémique et la coagulation.

Toutefois, l'ensemble des concentrations plasmatiques en PAI-1 et hs-CRP mesurées avant et après le travail étaient plus élevées chez les travailleurs sur quais, plus exposés, que chez les deux autres groupes. Après ajustement sur l'indice de masse corporel, et également après exclusion des individus diabétiques et hypertendus, les concentrations de PAI-1 étaient significativement plus élevées chez le groupe le plus exposé par rapport au groupe le moins exposé, ainsi que les concentrations de hs-CRP, IL-6 et fibrinogène mais de manière non significative. Selon les auteurs, ces résultats suggèrent un effet inflammatoire systémique à long terme des particules inhalées par les travailleurs dans le réseau ferré souterrain de Stockholm. Il s'agit là d'une hypothèse de leur part, l'étude ayant été conduite sur le court terme.

Cette étude présente une puissance relativement faible pouvant masquer des effets (79 sujets). Il est en outre possible qu'une période de repos de seulement 2 jours et une période de travail de seulement 2 jours ne soient pas suffisantes pour mettre en évidence un éventuel effet inflammatoire à court terme des particules inhalées dans les réseaux ferrés souterrains. Enfin, il ne peut être exclu que les particules aient des effets à court-terme sur des marqueurs autres que ceux investigués.

Les données de cette étude sont en faveur d'une augmentation de la concentration de marqueurs de l'inflammation systémique chez les travailleurs plus exposés aux particules dans le réseau ferré souterrain. Par ailleurs, le protocole de cette étude à court terme principalement dédiée à la comparaison interindividuelle avant et après 2 jours de travail ne permet pas d'évaluer les effets à long terme d'une exposition chronique.

La seconde étude de cohorte prospective réalisée par la même équipe (Bigert *et al.* 2011) s'est intéressée aux éventuels effets respiratoires de l'exposition de ces travailleurs aux particules dans les réseaux ferrés souterrains de Stockholm. Les auteurs ont analysé la mesure du NO exhalé (FENO) au début et à la fin d'une journée de travail consécutive à 2 jours chômés, ainsi

que le débit expiratoire de pointe (DEP) et le VEMS (volume expiratoire maximum à la 1^{ère} seconde) explorés 5 fois par jour pendant 2 semaines, parmi 81 travailleurs non fumeurs : 55 hommes et 26 femmes, 91 % non-asthmatiques et 94 % sans prescription d'anti-inflammatoires inhalés. Cette population a été classée en 3 groupes d'exposition comme décrit précédemment pour l'étude de Bigert *et al.* (2008). Les résultats de cette étude ne montrent pas d'effet respiratoire à court terme des particules inhalées par les employés de ce réseau ferré durant leur travail. En effet, quel que soit le groupe d'exposition étudié, les résultats ne montrent pas d'inflammation des voies respiratoires (pas d'augmentation du FENO après la journée de travail), ni de dégradation de la fonction pulmonaire (DEP et VEMS) durant les temps de travail.

Cette étude présente néanmoins une puissance relativement faible pour la mesure de l'effet sur le FENO et des facteurs de confusion, comme le sexe (Jilma *et al.* 1996), ne sont pas pris en compte. Par ailleurs, des effets sur le FENO ont pu être masqués par le fait qu'une période de deux jours chômés soit insuffisante pour permettre un retour au niveau basal du FENO avant le travail et par la non prise en compte d'une éventuelle variation diurne du FENO.

Selon les auteurs, des effets inflammatoires ont pu être masqués par le fait que la mesure FENO, marqueur plus spécifique de l'inflammation éosinophilique des voies respiratoires associée à l'asthme, est une technique plus limitée en tant que marqueur de l'inflammation non-éosinophilique des voies respiratoires. Des effets inflammatoires au niveau alvéolaire ont également pu être masqués compte tenu du débit de mesure du FENO de 50 mL/s qui est un indicateur supposé de l'inflammation des voies respiratoires de conduction, de la trachée aux bronchioles terminales.

La population d'étude est composée en majorité de sujets sains, ne permettant pas d'étudier les effets sur des populations éventuellement plus sensibles, telles que les asthmatiques. Les auteurs n'ont par ailleurs pas investigué les effets de l'exposition à long terme aux particules inhalées dans les réseaux ferrés souterrains, par exemple l'exposition cumulée dans le temps.

Dans le cadre de cette étude, les auteurs ont étudié si la variabilité de la fréquence cardiaque était associée aux expositions aux particules chez 29 conducteurs de métro de l'étude (18 hommes et 11 femmes ; non-fumeurs). Ces résultats ont été à ce jour présentés uniquement sous la forme d'un résumé peu détaillé au congrès EPICOH 2014 (Bigert *et al.* 2014). Des mesures individuelles des PM_{2,5} (DataRAM 33 µg/m³) ont été effectuées. Une mesure continue de l'ECG sur 24 heures était disponible et la variabilité de la fréquence cardiaque était évaluée par la fréquence cardiaque instantanée (HR), par la déviation standard de l'intervalle R-R sur toute la période d'enregistrement (SDNN) renseignant sur la variabilité globale, par l'analyse spectrale du tracé ECG pour déceler les oscillations selon des composantes fréquentielles HF (haute fréquence, indicateur de l'activité parasympathique) et LF (basse fréquence traduisant plutôt l'activité sympathique), ainsi que par le rapport LF/HF. Il n'a pas été mis en évidence d'effet significatif au niveau clinique sur la fonction cardiaque en comparant les mesures durant les heures de travail à celles durant le temps libre. Les résultats indiquent une légère diminution de la variabilité globale de la fréquence cardiaque (SDNN¹³).

L'étude de cohorte historique (Gustavsson, Bigert, et Pollán 2008) a évalué le risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs du métro de Stockholm. Cette étude épidémiologique fait suite à une étude sur cellules pulmonaires humaines en culture qui a montré une génotoxicité des PM₁₀ du métro de Stockholm plus élevée que les PM₁₀ de l'air en proximité du trafic (Karlsson, Nilsson, et Moller 2005). Dans l'étude de cohorte, 319 979 hommes, employés, habitants à Stockholm et âgés de plus de 24 ans au 1^{er} janvier 1971 ont été suivis jusqu'en 1989 (plus de 6 millions de personnes-années), et les cas de cancers broncho-

¹³La SDNN est une mesure recommandée pour étudier la variabilité de la fréquence cardiaque. Après un infarctus du myocarde par exemple, la diminution de la variabilité cardiaque calculée par cette variable est un facteur prédictif de mortalité et d'arythmie grave indépendant des autres facteurs.

pulmonaires ont été identifiés à partir des données du registre national des cancers. Des analyses stratifiées par groupes d'âges de 5 ans (de 25–29 à 75–79) et selon 4 périodes (1971–1975, 1976–1980, 1981–1985, et 1986–1989) ont été menées et des calculs des ratios standardisés d'incidence (SIR) ont été effectués. La population « conducteurs de métro » était constituée des sujets dont la profession répondait aux deux codes « métier conducteur de locomotive » et « branche industrielle du trafic des bus et tram » d'après les données du recensement national. La population de référence, pour laquelle le nombre de cas attendus était calculé, était constituée de tous les sujets employés de Stockholm en 1970. Une deuxième population de référence était constituée de tous les sujets employés dans les transports et le secteur de la communication, afin de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique.

Neuf cas de cancers broncho-pulmonaires ont été retrouvés parmi les conducteurs de métro de 1971 à 1989 pour un nombre de cas attendus de 8,56 parmi tous les travailleurs de Stockholm (SIR de 1,05 (95% CI 0.48-2.00)), et de 10,94 parmi les travailleurs des transports et de la communication (SIR de 0.82 (95% CI 0.38–1.56)). Les résultats de cette étude ne montrent donc pas d'augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs de métro.

L'étude menée sur des effectifs importants de la population de Stockholm présente une puissance satisfaisante, bien qu'elle soit limitée par le faible nombre de cas chez les conducteurs de métro (9 cas). Une des limites de l'étude est l'absence de données sur le tabagisme des sujets, facteur de confusion majeur du risque de cancer broncho-pulmonaire. La comparaison par rapport aux sujets employés dans les transports et le secteur de la communication permet de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique. Par ailleurs, l'exposition à la pollution de l'air est évaluée grossièrement en se basant sur des classifications métier, et ne s'appuie pas sur des concentrations d'exposition individuelle ni sur des données de durée d'exposition professionnelle. Cette étude de cohorte historique est donc sujette à des risques notables de biais de confusion et de biais de classement de l'exposition.

Cette étude ne confirme pas l'hypothèse avancée par l'étude *in vitro* de génotoxicité (Karlsson, Nilsson, et Moller 2005) selon laquelle les particules du métro de Stockholm seraient plus carcinogènes que les particules de l'air ambiant urbain. Les résultats de l'étude ne sont cependant pas transposables à d'autres catégories de travailleurs plus exposées que les conducteurs de métro aux particules des enceintes ferroviaires souterraines comme les travailleurs sur quais.

4.2.1.3 Etudes cas-témoins

La même équipe (Bigert *et al.* 2007) a étudié le risque d'infarctus du myocarde chez ces mêmes conducteurs du métro de Stockholm. Entre 1976 et 1996, chez les hommes de 40 à 69 ans résidant à Stockholm, 22 311 premiers cas d'infarctus du myocarde (IDM) ont été inclus à partir des registres des sorties de l'hôpital et des décès. La population témoin a été tirée au sort dans la population générale à partir des registres de la population totale de Stockholm, en excluant les personnes ayant des antécédents d'IDM ou sans activité professionnelle renseignée, soit 131 496 témoins appariés sur l'âge, le sexe et l'année calendaire. Parmi les cas et les témoins, respectivement 54 et 250 sujets ont été identifiés comme « conducteurs de métro ». Comme dans l'étude de Gustavsson *et al.* (2008), les sujets étaient identifiés « conducteurs de métro » lorsque leur profession répondait aux deux codes « métier conducteur de locomotive » et « branche industrielle du trafic des bus et tram » d'après les données du recensement national. Les auteurs ont divisé la population d'étude en sous-groupes afin de déterminer si le risque d'infarctus du myocarde était plus important parmi les sujets ayant travaillé plus de 5 ans ou parmi ceux pour lesquels le temps de latence était d'au moins 10 ans après l'embauche, ou si le risque était associé à une exposition en cours ou récente. Vingt-trois cas d'infarctus du myocarde ont été rapportés parmi les conducteurs de métro ayant travaillé plus de 5 ans, et il n'a pas été observé d'augmentation du risque d'infarctus dans ce sous-groupe. L'analyse menée en fonction du temps de latence après le début de l'exposition n'a pas non plus montré

d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde. Au total, aucune augmentation du risque d'infarctus du myocarde n'a été observée chez les conducteurs de métro par rapport aux autres travailleurs (1.06 [95% CI: 0.78–1.43]) ou par rapport aux autres travailleurs manuels (0.92 [95% CI: 0.68–1.25]).

L'étude menée sur des effectifs importants de la population de Stockholm présente une puissance satisfaisante. Une des principales limites de cette étude est l'absence de données sur des facteurs de risque extra-professionnels de maladies cardio-vasculaires (tabagisme, dyslipidémie, hypertension artérielle...). Par ailleurs, comme pour l'étude de Gustavsson, Bigert, et Pollán (2008), l'exposition à la pollution de l'air du métro est évaluée grossièrement en se basant sur des classifications de métier et ne s'appuie pas sur des concentrations d'exposition individuelle. Cette étude cas-témoins est donc sujette à des risques notables de biais de confusion et de biais de classement de l'exposition.

Cette étude ne met pas en évidence d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde chez les conducteurs du métro de Stockholm. Ces résultats ne sont cependant pas transposables à d'autres catégories de travailleurs plus exposées que les conducteurs de métro aux particules des enceintes ferroviaires souterraines comme les travailleurs sur quais.

4.2.1.4 Etudes transversales – exposés-non exposés

Une étude pilote sur 39 travailleurs du métro de New York (Grass *et al.* 2010) a comparé des expositions individuelles aux particules (PM_{2,5} et composition en Fe, Mn, Cr) avec des bio-marqueurs urinaires et sanguins d'exposition métallique (Mn, Cr, Pb), un bio-marqueur urinaire d'exposition aux HAPs (benzo(a)pyrène diol époxyde – BPDE), des bio-marqueurs de stress oxydant urinaires (isoprostanes, 8-oxodésoxyguanosine) et plasmatiques (protéines carbonylées) et des bio-marqueurs d'altération de l'ADN urinaire (8-oxodésoxyguanosine) et lymphocytaire (liaisons transversales protéines-ADN – DPC). Les concentrations en biomarqueurs des travailleurs du métro ont été comparées à celles de 11 chauffeurs de bus, et de 25 employés de bureau, ces deux populations étant considérées comme faiblement exposées au Fe, Mn et Cr. Les sujets majoritairement âgés de 40 à 50 ans (intervalle interquartile) occupaient la même fonction depuis au moins 2 ans et étaient non fumeurs (sauf 3 % de fumeurs actuels chez les travailleurs du métro).

Parmi tous les travailleurs du métro (n=39) exposés à 27 µg/m³ de PM_{2,5} en valeur médiane (P5-P95 : 8-112 µg/m³), les ouvriers de construction des voies (n=6) et de maintenance des voies (n=6) sont les plus exposés avec des concentrations médianes de 53 et 61 µg/m³ respectivement.

Les travailleurs du métro ont des concentrations de Cr dans le plasma et de DPC dans les lymphocytes significativement plus élevées que les chauffeurs de bus (n=10), mais aucune différence n'a été mise en évidence avec les employés de bureau (n=25). Ces deux bio-marqueurs sont corrélés positivement. Une faible augmentation de la concentration en isoprostanes urinaires est également observée chez les travailleurs du métro par rapport aux deux autres populations, mais non significative après ajustement sur la créatinine. Une corrélation positive et significative est observée entre la concentration en isoprostanes urinaires et le nombre d'années travaillées dans le métro, même après ajustement sur la créatinine, l'indice de masse corporel et l'âge ($r_s = 0,43$, $p=0,024$). Néanmoins, la concentration en isoprostanes n'est pas corrélée à l'exposition aux poussières d'acier (PM_{2,5}, Fe, Mn, Cr).

Comme attendu, les concentrations du métabolite de HAP (BPDE) sont plus élevées chez les chauffeurs de bus que chez les travailleurs du métro ou de bureau.

Aucune association n'a *in fine* été mise en évidence entre l'exposition aux particules chez les travailleurs du métro de New York et les marqueurs biologiques. Les valeurs de ces bio-marqueurs chez les travailleurs du métro exposés semblent similaires à celles des deux populations de référence considérées comme faiblement exposées. Néanmoins, il est possible que ces résultats soient liés à un mauvais choix des marqueurs biologiques ou à un manque de

puissance statistique. Par ailleurs ces résultats ne concernent pas spécifiquement les travailleurs du métro de New York les plus exposés (ouvriers de construction et de maintenance des voies).

En Iran, une étude transversale « exposés *versus* non exposés » a été menée sur 81 hommes salariés du métro de Téhéran (à partir d'un échantillon randomisé initial de 89 individus réalisé en septembre-octobre 2012), sains, avec un indice de masse corporelle normal et sans médication les sept jours précédant l'échantillonnage (Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015)★. Le classement des individus dans les groupes « exposé » et « non exposé » était défini par l'intitulé du métier, soit 38 individus exposés (travail en enceintes ferroviaires souterraines : conducteurs, guichetiers, travailleurs sur les quais) et 43 non exposés (autres travaux hors enceintes ferroviaires souterraines : direction, employés de bureau, administratifs). Un échantillon urinaire était collecté à la fin de la période de travail. La concentration urinaire en 8-oxodésoxyguanosine (8-OHdG), un biomarqueur de stress oxydant et d'altérations de l'ADN urinaire, était mesurée avec ajustement sur la créatininurie. Une analyse par régression linéaire de la relation entre concentration en 8-OHdG et le travail en souterrain montre une concentration en 8-OHdG significativement plus élevée dans le groupe « exposé » après ajustement sur l'âge, le tabagisme, une seconde activité professionnelle et le métier de conducteur. La pollution de l'air n'était pas mesurée.

Ce résultat suggère que le travail en enceintes ferroviaires souterraines pourrait être associé à une concentration urinaire augmentée en 8-OHdG, mais ne renseigne pas sur le rôle de la pollution de l'air ou d'autres expositions ou facteurs de risques en lien avec le travail en EFS (ex : stress professionnel, travail par quarts). Par ailleurs, des facteurs de confusion tels que l'alcool et l'alimentation n'ont pas pu être pris en compte.

Les résultats observés par (Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015) sont divergents de ceux observés dans l'étude sur 39 travailleurs du métro de New York décrite précédemment qui ne montrait pas d'association avec la concentration urinaire de 8-OHdG (Grass *et al.* 2010). Une contribution de la pollution de l'air des EFS à l'augmentation de 8-OHdG urinaire observée par (Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015) ne peut cependant être exclue au regard des résultats d'une étude semi-expérimentale sur 40 volontaires étudiants à Pékin qui montrait une augmentation de la 8-OHdG positivement associée aux concentrations d'exposition aux particules du métro ((Y. Zhang *et al.* 2019) décrite après en 4.2.2.1).

Une étude coréenne (Heo *et al.* 2010) a comparé des marqueurs de la sensibilisation aux pneumallergènes et de pathologies allergologiques respiratoires chez 52 employés d'établissements accueillant du public, dont 11 employés de 3 stations du métro de Séoul, *versus* 17 employés de bureau appariés sur l'âge et le sexe.

Une hypersensibilité immédiate ou une réponse Th2 peuvent éventuellement se manifester par des troubles allergiques incluant l'asthme et la rhinite allergique. Dans cette étude, la sensibilisation immédiate a été évaluée par des pricks tests positifs (tests allergiques cutanés) associés à l'augmentation du taux d'IgE, et un risque augmenté de réponse immunitaire médiée par les lymphocytes Th2 évalué par une augmentation du ratio Interleukine 4/ Interféron gamma.

Chez les 6 employés du métro ayant des pricks tests positifs, le taux d'IgE moyen était supérieur à celui des employés de bureau ayant des pricks tests positifs (3,93 ng/ml *versus* 1,33 ng/ml). Chez les 5 employés du métro ayant des pricks tests négatifs, le ratio Interleukine 4/ Interféron gamma était significativement élevé par rapport aux employés de bureau ayant des pricks tests négatifs (13,0 *versus* 4,3). Néanmoins, ce ratio chez les employés du métro n'était pas différent lorsqu'il était comparé à celui de l'ensemble des employés d'établissements accueillant du public (13,0 *versus* 14,4). Les différences observées ne peuvent être attribuées à l'exposition à la pollution de l'air et ne peuvent être traduites en termes de symptomatologie clinique. Par ailleurs, les auteurs ne retrouvent pas de différence significative concernant les paramètres fonctionnels respiratoires entre les employés de différents types d'établissements (employés du métro, de crèche, de maisons de retraite, de supermarchés et employés de bureau).

Cette étude dont la population cible principale n'était pas les salariés des enceintes ferroviaires souterraines, qui porte sur un très faible nombre de sujets, et dans laquelle il n'existe aucun élément de caractérisation des expositions des salariés du métro (hormis l'ancienneté moyenne de 214,7 mois +/-66,9) est donc très peu contributive. L'absence d'information sur d'éventuels facteurs de confusion tels que le tabagisme pour la fonction ventilatoire ou les antécédents familiaux d'atopie pour la sensibilisation limite davantage l'interprétation de ces résultats.

4.2.2 Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines

4.2.2.1 Etudes quasi-expérimentales

Une équipe suédoise a mené une étude portant sur 20 volontaires sains et 16 volontaires présentant un asthme léger, tous non-fumeurs. Les volontaires ont été exposés successivement durant 2 heures (de 16 heures à 18 heures entre octobre 2006 à mars 2007) à l'air du métro et à l'air de bureau selon un schéma en cross-over randomisé¹⁴ à 3 semaines d'intervalle, la première exposition étant déterminée par tirage au sort. Durant les deux périodes d'expositions les sujets ont alterné toutes les 15 minutes les phases de repos et les phases d'activité physique modérée sur un vélo. A noter que les volontaires n'étaient pas des usagers habituels du métro et n'avaient pas pris le métro au cours des 3 mois précédents l'étude. Durant cette étude semi-expérimentale, les niveaux d'expositions aux PM10 et PM2,5 observés sont similaires dans le métro et un tunnel routier alors que les concentrations de particules ultrafines, de monoxyde et dioxyde d'azote sont inférieures dans le métro par rapport aux mesures faites précédemment dans un tunnel routier dans la même ville.

Cette étude a fait l'objet de 3 publications. Deux publications comparent successivement chez les sujets sains (Klepczynska-Nyström *et al.* 2010) puis chez les sujets asthmatiques (Klepczynska-Nyström *et al.* 2012), les impacts de l'exposition à l'air du métro et de l'exposition à l'air des bureaux sur les symptômes d'irritations oculaires et les symptômes des voies aériennes (avant et pendant les expositions), la fonction ventilatoire (avant et 1, 2 et 14 h après expositions), divers marqueurs dans le lavage broncho-alvéolaire (LBA, 14 h après expositions) et divers marqueurs biologiques plasmatiques (fibrinogène, marqueurs des cellules T régulatrice, 14 heures après expositions).

Chez les sujets sains, aucune modification des paramètres de la fonction ventilatoire n'a été mise en évidence après l'exposition à l'environnement de métro, alors qu'au niveau plasmatique, une augmentation statistiquement significative du fibrinogène et des cellules T-régulatrices a été observée (Klepczynska-Nyström *et al.* 2010). A l'inverse chez les sujets asthmatiques, aucune augmentation des cellules T-régulatrices n'a été mise en évidence dans le sang, mais une augmentation statistiquement significative de marqueurs des cellules T-régulatrices a été observée dans le lavage broncho-alvéolaire (Klepczynska-Nyström *et al.* 2012).

Ces résultats suggèrent une exacerbation de l'inflammation localisée au niveau pulmonaire chez les asthmatiques après une exposition de 2 heures dans l'environnement de métro, non observée chez les sujets sains. Ils montrent par ailleurs que la réponse médiée par les cellules T-régulatrices diffère entre les sujets asthmatiques dont la réponse est uniquement localisée au niveau pulmonaire, et les sujets sains dont la réponse est uniquement systémique. Cette différence reste encore à confirmer et étayer, ainsi que son influence en termes de risques pour la santé.

¹⁴ Cette étude est dite en « cross-over » car il s'agit d'une analyse appariée où le cas est son propre témoin, puisque chez un même sujet elle compare l'évènement étudié immédiatement après la période à risque (période d'exposition à l'air du métro) et immédiatement après une période témoin (période d'exposition à l'air de bureau). Elle est randomisée car l'ordre des périodes est tiré au sort pour chaque sujet. Ce protocole est utilisé pour étudier l'effet d'exposition brève sur la survenue d'un évènement aigu.

Dans la troisième publication (Lundström *et al.* 2011), les auteurs étudient les profils de 64 oxylipines dans le LBA, provenant de trois voies métaboliques : la cyclo-oxygénase, la lipo-oxygénase et le cytochrome P450. Certaines oxylipines ont des effets bronchoprotecteurs ou anti-inflammatoires connus ou suspectés. Il apparaît que les profils des oxylipines dans le LBA après exposition à l'air du métro de Stockholm divergent entre les 18 volontaires sains et les 15 volontaires asthmatiques légers pour 8 métabolites de l'acide linoléique et de l'acide α -linoléique *via* la voie de la lipooxygénase et pour la prostaglandine E2. Globalement, les concentrations en oxylipines augmentent chez les volontaires sains après exposition à l'air du métro alors qu'elles diminuent ou restent stables chez les asthmatiques. Les auteurs suggèrent ainsi une possible réduction de la réponse anti-inflammatoire chez les asthmatiques suite à l'exposition à l'air du métro.

En conclusion, les résultats de ces trois publications restent difficiles à interpréter du fait du faible nombre de sujets étudiés, les divergences observées entre sujets sains et sujets asthmatiques devant être interprétées avec précaution, ainsi que les auteurs eux-même le signalent, notamment dans la publication sur les oxylipines.

Aux Pays-Bas, l'étude semi-expérimentale RAPTES (Risk of Airborne Particles: a Toxicological–Epidemiological hybrid Study) a été menée, entre mars et octobre 2009, sur 31 volontaires sains âgés de 19 à 26 ans (21 femmes et 10 hommes). Les volontaires ont été exposés durant 5 heures sur l'un des 5 sites (station de train souterraine ; rue à grande circulation au trafic continu (45000 véhicules/jour); rue à grande circulation avec stop et démarrage (34000 véhicules/jour) ; ferme avec des animaux ; site urbain - pollution de fond) situé à moins de 70 km de l'université d'Utrecht, et à au moins 14 jours d'intervalle avec les mesures sur un autre site, pour un total de 30 jours de mesures. Durant ces expositions, les sujets ont alterné 20 minutes à pédaler sur un vélo fixe à un rythme modéré pour avoir un taux de ventilation par minute de 20L/min/m² versus 40 minutes de repos toutes les heures. Au total 170 observations ont été réalisées sur 3 à 7 jours par participant, et 13 participants ont été au moins une fois sur les 5 sites.

Des mesures biologiques ou examens médicaux ont été réalisés à différents temps sur le campus universitaire pris en référence ou sur l'un des 5 sites : t0: avant exposition, sur le campus ; t2: avant exposition, sur un site ; t7 : après 5 heures d'exposition sur site ; t9 : 2 heures après fin de l'exposition, sur le campus ; t25 : 18 heures après fin de l'exposition, sur le campus.

Cette étude a fait l'objet de 6 publications. Cette étude avait pour objectif d'évaluer pour quelles caractéristiques des particules de l'air, des associations étaient observées entre l'exposition à court-terme des volontaires sains et des marqueurs d'effets. Les caractéristiques physico-chimiques des particules telles que la masse, le nombre, EC, OC, les endotoxines, les métaux et les espèces inorganiques secondaires ont été mesurées. Le potentiel oxydant des particules (OP) a également été caractérisé par la mesure de la déplétion en 2 anti-oxydants, l'acide ascorbique et le GSH, dans un fluide synthétique mimant celui présent dans les voies respiratoires.

Deux publications ont ainsi évalué les associations avec une modification aiguë de paramètres de la santé respiratoire (fonction ventilatoire, FeNO mesurés à tous les temps avant et après l'exposition) (Strak *et al.* 2012) et des marqueurs de l'inflammation aiguë des voies aériennes nasales (lavage nasal et prise de sang effectués sur le campus avant et après l'exposition à t0, t9 et t25; biomarqueurs : IL6, IL8, lactoferrine, protéine totale) (Steenhof *et al.* 2011). Deux publications ont évalué les associations avec la production de thrombine (Strak, Hoek, Steenhof, *et al.* 2013) et avec d'autres marqueurs biologiques de l'inflammation et de la coagulation pouvant jouer un rôle dans l'effet des particules sur la santé cardiovasculaire (Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013). Une publication a évalué les associations avec le nombre de leucocytes totaux et différenciés dans le sang, également considérés comme des marqueurs de l'inflammation systémique et comme des marqueurs précoces d'effet sur la santé cardiovasculaire (Steenhof *et al.* 2014). Enfin, une autre publication (Janssen *et al.* 2014) a évalué si le potentiel oxydant (OP) des particules mesuré par diverses méthodes était différent selon les 5 sites et corrélé avec la composition et la masse des PM. Les études de Steenhof *et al.* (2011) et de Janssen *et al.* (2014) qui ont évalué le potentiel oxydant des particules d'EFS ont déjà été abordées au chapitre 3.2.2.

Pour rappel, Steenhof *et al.* (2011) ont rapporté que les différentes fractions granulométriques des particules prélevées dans l'EFS avaient un OP mesuré par la déplétion du DTT proche entre les différentes fractions, et très nettement supérieur à celui induit par les particules des autres sites, et qu'en condition cellulaire cette déplétion était corrélée à la cytotoxicité de ces particules. Le OP des particules d'EFS a été évalué et précisé par Janssen *et al.* (2014) qui ont aussi montré que ces particules ont un OP très nettement supérieur aux autres particules, mais sur la base de plusieurs tests acellulaires : test de déplétion du DTT ; mesure de radicaux hydroxyl par RPE et test de déplétion de l'acide ascorbique. En particulier la production de radicaux hydroxyl impliqué dans l'OP était corrélée à la teneur en fer et cuivre des particules.

Concernant les autres résultats de ces études portant sur l'exposition au site de la station de train souterraine, les biomarqueurs augmentés de manière significative avec les caractéristiques des particules principalement élevées en EFS (PM10, PM2,5, PM2,5-10, EC, Fe, Cu, Ni (tot), V(tot), OP) étaient :

- des marqueurs de l'inflammation systémique, à savoir le nombre de leucocytes totaux (2 heures et 18 heures après exposition), de neutrophiles (2 heures après exposition), de monocytes (18 heures après exposition) (Steenhof *et al.*, 2014) et l'hs-CRP dans le sang (Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013), sans que les caractéristiques des particules ou polluants gouvernant l'augmentation de ces marqueurs n'aient pu être isolées ;
- et la lactoferrine dans le lavage nasal (Steenhof *et al.* 2011).

Concernant les résultats de ces études portant sur la cohérence entre les sites des associations entre caractéristiques des particules, autres polluants et des (bio)marqueurs d'effets :

- Des associations cohérentes ont été mises en évidence entre des marqueurs biologiques de l'inflammation au niveau nasal et notamment l'augmentation d'OC, endotoxines et NO₂, contrairement aux PM totales et au OP (Steenhof *et al.* 2011) ;
- Des associations cohérentes ont été mises en évidence entre des marqueurs de l'inflammation aiguë des voies aériennes (FeNO), d'une dégradation de la fonction pulmonaire (FVC, FEV1) et l'augmentation de PNC, NO₂, et NOx, contrairement au OP et PM10 (Strak *et al.* 2012) ;
- Différents marqueurs biologiques de l'inflammation systémique et de la coagulation (fibrinogène, nombre de plaquettes, facteur de von Willebrand) étaient plus systématiquement associés au OC, nitrate ou sulfate, les associations étant moins nettes avec les PM et OP, et absentes avec PNC, EC, métaux traces et NO₂ (Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013) ;
- Des associations négatives et cohérentes ont été mises en évidence entre le nombre de lymphocytes et d'éosinophiles dans le sang et le NO₂, pouvant refléter un effet pro-oxydant du NO₂ (Steenhof *et al.* 2014) ;
- La production *ex vivo* de thrombine dans la voie de la coagulation sanguine FXII-dépendante était associée au NO₂, nitrate et sulfate, contrairement au PM, OP ou aux autres polluants de l'air étudiés (Strak, Hoek, Steenhof, *et al.* 2013).

Un point fort de ces études est l'utilisation d'indicateurs d'exposition quantitatifs et de mesures biologiques. Une étude semi-expérimentale est une force par rapport à des études d'observation car elle permet de limiter les biais liés aux erreurs de mesure de l'exposition ou aux facteurs de confusion. Une limitation est le fait d'avoir effectué de très nombreuses analyses en utilisant de nombreux modèles. Certaines corrélations entre certains polluants semblent trop élevées pour interpréter les modèles avec 2 polluants et pour séparer les effets de chaque polluant de façon indépendante.

En Chine, une étude semi-expérimentale a été menée, entre mars et mai 2017, sur 39 volontaires (sur 66 recrutés), sains, non-fumeurs, sans pathologie cardiopulmonaire et sans médication, âgés en moyenne de 21,2 (±1,7) ans et étudiant à Pekin (Jia *et al.* 2018, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019)★ Les volontaires devaient rester au centre d'une rame de métro. Ils étaient exposés 4 heures

(de 9 heures à 13 heures) durant le parcours en boucles de la rame sur une ligne en souterrain, sans transfert en dehors de la rame. Chaque période d'étude comprenait 5 jours non consécutifs et était espacée de deux semaines de la suivante.

Pour chaque période d'étude, chaque sujet a été soumis à l'une des quatre interventions suivantes : aucune intervention, port d'un demi-masque filtrant de protection respiratoire, port d'un casque à réduction de bruit ou port combiné d'un demi-masque filtrant de protection respiratoire et d'un casque à réduction de bruit. L'ordre des traitements était randomisé, ainsi que l'allocation des sujets dans les groupes d'intervention. La concentration individuelle de particules de l'air ambiant PM10 et PM2,5 et des fractions de taille PM0,5, PM1, PM0,5-2,5, PM5, PM2,5-10 était mesurée en temps réel par un compteur portable. Le niveau sonore était enregistré en moyenne sur 5 minutes par un sonomètre portable.

Une mesure continue par ECG renseignait la variabilité de la fréquence cardiaque évaluée par la fréquence cardiaque instantanée (HR), par la déviation standard de l'intervalle R-R sur toute la période d'enregistrement (SDNN), par la moyenne quadratique des intervalles R-R successifs (r-MSSD), par le pourcentage de différences entre les intervalles R-R successifs supérieur à 50 ms (PNN50), par l'analyse spectrale du tracé ECG pour déceler les oscillations selon des composantes fréquentielles HF¹⁵, LF¹⁶, le rapport LF/HF, VLF¹⁷, ainsi que la puissance totale de la variabilité de l'intervalle R-R (TP). L'élévation et la diminution maximales du segment ST 60 millisecondes après le point J étaient enregistrées toutes les heures. Les paramètres de la pression artérielle ambulatoire suivants étaient mesurés toutes les 15 minutes par un tensiomètre ambulatoire placé sur l'artère brachiale gauche : pression artérielle systolique (SBP), pression artérielle diastolique (SDP), pression artérielle moyenne (MAP) et pression pulsée (PP). L'ensemble de ces paramètres cardiovasculaires était enregistré sur chaque sujet durant l'ensemble du parcours de la rame de métro. Des échantillons d'urine étaient collectés chez les sujets à la fin de chaque parcours, au même horaire chaque jour, afin d'explorer par une approche métabolomique des biomarqueurs reliés à des effets cardiovasculaires et à l'exposition.

La relation entre la concentration en particules en moyennes glissantes sur 5 minutes, 1 heure et 2 heures et les paramètres cardiovasculaires était analysée par des modèles linéaires à effets mixtes ajustés sur l'âge, le sexe, l'indice de masse corporelle, la température ambiante, l'humidité relative et le niveau sonore.

Cette étude a fait l'objet de 3 publications (Jia *et al.* 2018, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019). Concernant les résultats de ces publications :

- Des associations ont été mises en évidence entre d'une part l'augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations d'exposition aux PM10, aux PM2.5 et aux sous-fractions de taille de particules, et d'autre part une diminution de la valeur des paramètres testés de variabilité du rythme cardiaque (SDNN, r-MSSD, PNN50, HF, LF, VLF et TP), une augmentation de LF/HF et une augmentation de la fréquence cardiaque instantanée (HR), dans l'ensemble de la population d'étude et chez les hommes uniquement, et avec des associations plus fortes pour les fractions de taille plus fines jusqu'aux PM1. Concernant le segment ST, l'analyse n'a pas été réalisée par les auteurs en raison du nombre limité de données disponibles.
- Des associations ont été mises en évidence entre d'une part le port d'un demi-masque filtrant de protection respiratoire et d'autre part une augmentation de la plupart des paramètres de variabilité du rythme cardiaque (SDNN, r-MSSD, PNN50, HF, LF et TP), une diminution de LF/HF, une diminution de la fréquence cardiaque instantanée (HR) et une diminution de l'élévation maximale du segment ST. Ces associations étaient cependant moins fortes que

¹⁵ HF : haute fréquence, indicateur de l'activité parasympathique

¹⁶ LF : basse fréquence traduisant plutôt l'activité sympathique

¹⁷ VLF : très basse fréquence traduisant plutôt l'activité sympathique

celles observées avec le port d'un casque à réduction de bruit, elle-même moins forte que celles observées avec la combinaison de ces deux interventions. Ces résultats suggèrent que le port de masque de protection respiratoire et le port de casque de protection acoustique ont chacun un effet protecteur vis à vis de la variabilité du rythme cardiaque et que l'effet est augmenté quand masque et casque sont combinés. L'effet bruit semble prépondérant sur l'effet particules, et il semble y avoir un effet particules indépendant de l'effet bruit (association robuste à l'ajustement sur le bruit).

- Des associations ont été mises en évidence entre le port d'un demi-masque filtrant de protection respiratoire et la modification de la concentration de quatre et sept métabolites urinaires chez les hommes et les femmes respectivement. Parmi les différents métabolites, la 8-OhdG était principalement et positivement associée à la fois aux concentrations d'exposition aux particules et aux indicateurs de risque cardiovasculaire.
- Aucune association n'a été mise en évidence avec la pression artérielle.

Le protocole de cette étude semi-expérimentale a l'avantage de limiter les biais liés aux erreurs de mesure de l'exposition ou aux facteurs de confusion par rapport à des études d'observation. L'analyse était ajustée sur plusieurs facteurs de confusion incluant le bruit et des instructions ont été données aux participants afin d'éviter des facteurs potentiels de confusion tels que l'alimentation (alcool, café et aliments riches en nitrate), l'activité physique intense le jour précédent et l'utilisation de dispositifs électroniques (ex : smartphone). Des sucreries étaient fournies à 11h00 aux participants afin d'éviter la faim pouvant également influencer les paramètres cardiovasculaires étudiés. Des instructions ont été données sur l'ajustement du port de masque de protection respiratoire afin d'éviter des infiltrations accidentelles dans le masque. Les niveaux de concentrations en particules de l'étude (médianes des concentrations PM10 et PM2,5 respectivement de 176-205 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 73-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont similaires à ceux mesurés par le passé en 2003-2005 chez les conducteurs de métro francilien (médianes des concentrations PM10 et PM2,5 respectivement de 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (RATP 2013a).

La principale limite liée au protocole réside dans l'absence de mesure du schéma respiratoire des sujets ou de tout autre proxy du stress et de l'activité physique qui ont une influence majeure sur les paramètres cardiovasculaires étudiés, ainsi que dans l'absence de prise en compte de la qualité du sommeil la nuit précédente. La quantification de l'exposition est limitée par l'estimation indirecte de la concentration de particules dans le masque à partir d'un taux de filtration. L'étude n'incluait pas d'information sur des polluants de l'air autres que les particules, le bruit et le CO₂, ce qui est vraisemblablement moins problématique étant donné les faibles concentrations en polluants gazeux pour ce mode de transport en souterrain.

L'association statistiquement significative observée entre l'exposition aux particules de métro à Pekin et une diminution des paramètres de variabilité cardiaque apparaît cohérente avec celles également observées par (Bigert *et al.* 2014) dans leur étude de cohorte prospective chez 29 conducteurs de métro à Stockholm (résumé de congrès EPICOH) et par Liu *et al.* (2015) dans leur étude de panel chez 120 étudiants utilisant le métro de Taipei (Taiwan).

En termes d'interprétation, cliniquement il est reconnu qu'après un infarctus du myocarde la diminution de la variabilité cardiaque est un facteur prédictif de mortalité et d'arythmie grave indépendant des autres facteurs (Malik *et al.* 1996). Dans le cas présent d'individus sains sans ce type d'antécédent, la valeur pronostique des effets observés sur la variabilité du rythme cardiaque vis-à-vis d'une quelconque pathologie est bien plus modeste. Elle peut toutefois être le reflet d'une perturbation de la fonction cardiaque autonome, qui est considérée comme une des voies physiopathologiques des influences des PM de l'air ambiant extérieur sur le système cardiovasculaire (Brook 2008, Munzel *et al.* 2017, Pope *et al.* 2004, Rhoden *et al.* 2005). Qui plus est, l'augmentation observée de la fréquence cardiaque instantanée, qui peut être cliniquement consécutive d'une baisse de la variabilité de la fréquence cardiaque, laisse supposer un dépassement possible du système parasympathique à compenser. Cependant, toute implication physiopathologique reste hautement incertaine. En effet, il s'agit là de l'unique étude montrant une association entre les particules de l'air d'EFS et une augmentation de la fréquence cardiaque, à

court terme uniquement, et sans modification de la pression artérielle. De plus, ces paramètres cardiovasculaires sont potentiellement sensibles aux facteurs de confusion résiduels. En outre, à ce jour aucune étude n'a montré d'association entre l'exposition à la pollution de l'air d'EFS et l'augmentation de la mortalité ou de la morbidité cardiovasculaire. Aussi, les associations mises en évidence par (Jia *et al.* 2018, Yang *et al.* 2018, W. Zhang *et al.* 2019) sur la variabilité du rythme cardiaque et la fréquence cardiaque instantanée interrogent sur d'éventuels effets de la pollution de l'air d'EFS sur la morbi-mortalité cardiovasculaire. Ceci concerne en particulier les pathologies reliées à une altération de la fonction cardiaque autonome, telles que des pathologies cardiaques ischémiques, l'insuffisance cardiaque et l'hypertension artérielle. Ceci interroge aussi sur l'impact sur des populations sensibles telles que des individus avec une pathologie cardiovasculaire ou des antécédents et des individus âgés, pour lesquels des diminutions plus fortes de la variabilité du rythme cardiaque ont été associées à la pollution particulaire de l'air ambiant extérieur (Buteau et Goldberg 2016).

4.2.2.2 Etudes de cohortes

A Taïwan, une étude de panel a été menée, entre les mois de janvier et mars des années 2012 à 2014, sur 120 étudiants recrutés dans des universités à Taipei, âgés en moyenne de 21,3 ($\pm 1,2$) ans, sains, non-fumeurs, sans pathologie cardiovasculaire telle que coronaropathie, arythmie cardiaque, hypertension artérielle, ni diabète sucré (Liu *et al.* 2015)★. Chaque étudiant était classé en fonction de quatre modes de transport selon son propre mode de transport : transport ferroviaire souterrain électromotorisé, autobus motorisé au gaz naturel, automobile motorisée à l'essence et marche à pied. Chaque étudiant a fait l'objet de mesures sur 1 heure de transport (de 9 heures à 10 heures) répétées trois fois.

La concentration individuelle de particules de l'air ambiant PM₁₀ et PM_{2,5}, de composés organiques volatils totaux (COV_T) et le niveau sonore étaient mesurés en continu par des dispositifs portables. Une mesure continue par ECG renseignait la variabilité de la fréquence cardiaque évaluée par la déviation standard de l'intervalle R-R sur toute la période d'enregistrement (SDNN) et par la moyenne quadratique des intervalles R-R successifs (r-MSSD). Ces paramètres cardiovasculaires étaient enregistrés sur chaque sujet durant l'ensemble de la période de 1h de mesures répétées trois fois. La relation entre la variation d'un intervalle interquartile de la concentration en PM₁₀, PM_{2,5} et COV_T en moyenne sur 5 minutes et la variation du log₁₀ de SDNN et r-MSSD intégrés sur le même pas de temps était analysée par des modèles linéaires à effets mixtes ajustés sur l'âge, le sexe, l'indice de masse corporelle, l'ordre des mesurages, la température ambiante, l'humidité relative et le niveau sonore. Des modèles à deux polluants PM_{2,5} et COV_T ont été réalisés. Le numéro d'identification du participant était fixé comme terme d'interception aléatoire dans tous les modèles. Les variations inter-individuelles et intra-individuelles de SDNN et r-MSSD ont été examinées par une fonction d'autocorrélation et une fonction d'autocorrélation partielle.

Les niveaux moyens d'exposition aux PM₁₀, PM_{2,5} et COV_T avec le transport ferroviaire souterrain étaient inférieurs à ceux observés en autobus, en automobile et lors de la marche à pied. Des associations ont été mises en évidence entre d'une part l'augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations d'exposition aux PM₁₀, aux PM_{2,5} et aux COV_T, et d'autre part une diminution de la valeur des paramètres testés de variabilité du rythme cardiaque SDNN et r-MSSD, pour les quatre modes de transport, avec une diminution plus faible avec le transport ferroviaire souterrain. Aucune association significative n'a été mise en évidence avec les modèles à deux polluants, à l'exception des PM_{2,5} avec la marche à pied.

Cette étude de panel a porté sur un nombre de sujets (n=120) ayant permis des analyses comparant quatre modes de transport incluant le transport ferroviaire souterrain. La généralisation de ces comparaisons entre modes de transport observées à Taïwan étant cependant à proscrire (ex : la concentration moyenne en PM_{2,5} de 42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec la marche à pied apparaît bien plus élevée qu'en France). Concernant les concentrations mesurées dans le métro taïwannais (moyennes des concentrations PM₁₀ et PM_{2,5} respectivement de 31,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 22,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), elles apparaissent

inférieures à celles mesurées par le passé en 2003-2005 chez les agents de contrôle du métro francilien (médianes des concentrations PM₁₀ et PM_{2,5} respectivement de 133,8 µg/m³ et 77,4 µg/m³) (RATP 2013a). L'analyse était ajustée notamment sur le bruit et sur les COV_T. La principale limite liée au protocole réside dans l'absence de mesure du schéma respiratoire des sujets ou de tout autre proxy du stress et de l'activité physique qui ont une influence majeure sur les paramètres cardiovasculaires étudiés. D'autres facteurs de confusion potentiels tels que l'alimentation (alcool, café et aliments riches en nitrate), la qualité du sommeil la nuit précédente, l'activité physique intense le jour précédent et l'utilisation de dispositifs électroniques (ex : smartphone) n'étaient pas non plus pris en compte.

L'association statistiquement significative observée entre l'exposition aux particules de métro à Taïwan et une diminution des paramètres de variabilité cardiaque apparaît cohérente avec celles également observées dans l'étude semi-expérimentale à Pékin (Jia *et al.* 2018, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019) et dans l'étude de cohorte prospective chez des conducteurs de métro à Stockholm (Bigert *et al.* 2014).

En termes d'interprétation, là encore, la valeur pronostique des effets observés sur la variabilité du rythme cardiaque vis-à-vis d'une quelconque pathologie est modeste chez des individus sains sans antécédents cardiovasculaires, et ces paramètres cardiovasculaires sont potentiellement sensibles aux facteurs de confusion résiduels.

4.2.2.3 Etudes cas-témoins

Aucune étude cas-témoins n'a été identifiée.

4.2.2.4 Etudes transversales – exposés-non exposés

Aucune étude transversale exposés-non exposés n'a été identifiée.

4.3 Données françaises

4.3.1 Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines

Le service de santé au travail et le service des études épidémiologiques de la RATP ont mené successivement plusieurs études, portant sur des effectifs de salariés importants, ayant pour objectif de mieux documenter l'état de santé des salariés de la RATP voire dans certains cas de cerner l'impact du travail en enceintes souterraines sur la santé. Si une partie des données a fait l'objet de publications (RATP/InVS 2008), le service de santé au travail et le service des études épidémiologiques de la RATP ont de plus accepté de mettre à disposition du groupe de travail, dans le cadre de ces travaux d'expertise, divers documents rapportant des résultats actuellement non publiés. Compte tenu du caractère non public de ces données, seules sont présentées les conclusions et les limites tirées de l'analyse de ces études par le GT ; et uniquement celles intéressant la question des effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines chez les travailleurs.

A ce stade l'étude de mortalité (RATP 2012, 2019, RATP/InVS 2008) est une étude de surveillance généraliste qui est une première étape pour fournir des données épidémiologiques à l'échelle de l'entreprise. Elle n'a pas vocation et ne permet pas d'évaluer directement les effets des conditions de travail et des nuisances professionnelles spécifiques, dont la pollution de l'air, sur la santé.

L'étude la plus ancienne, menée en collaboration avec l'InVS avait pour objectif d'analyser la mortalité sur la période 1980-1999 des agents et ex-agents de la RATP (RATP 2012, RATP/InVS 2008). L'étude plus récente a étendu l'analyse à la période 1980-2012 (RATP 2019). La cohorte étudiée, dite Cohorte EDGAR est constituée des 96 634 agents statutaires de la RATP, dont 78 702 hommes (81%) et 17 932 femmes (19%), en activité au premier janvier 1980 ou recrutés après cette date et ayant travaillé au minimum un an à la RATP. La très grande majorité avait entre 20 et 30 ans lors de leur entrée à la RATP. Un peu plus de la moitié n'était plus en activité au 31 décembre 2012. Les décès survenus, au cours de la période 1980-2012, ont été identifiés auprès du Répertoire national d'identification des personnes physiques (RNIPP) selon la procédure en vigueur. Les causes de décès ont ensuite été recherchées auprès du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc) de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM). Le statut vital a ainsi été retrouvé chez plus de 99% des agents, soit 83 301 (86%) agents vivants et 12 640 agents décédés (13%), parmi lesquels 12 489 (99%) agents pour lesquels la cause de décès a été retrouvée. Des ratios standardisés de mortalité (SMR) ont été calculés en prenant comme population de référence la population de la région Île-de-France. Par ailleurs, les auteurs ont reconstitué les parcours professionnels pour les sujets vivants et décédés de la cohorte (effectifs non précisés). Contrairement à l'étude précédente (RATP 2012, RATP/InVS 2008), les comparaisons de la mortalité n'ont pas inclus de population interne de référence se composant des individus de la cohorte ayant occupé une profession de la même catégorie professionnelle sans jamais avoir exercé la profession concernée par l'analyse de mortalité. Ces comparaisons internes permettent de réduire potentiellement les effets de confusions liés à des facteurs de risque associés au mode de vie (tabac, alcool, obésité ...) par rapport aux comparaisons avec la population générale francilienne. Toutefois, dans l'étude précédente, la plus faible puissance

statistique de ces comparaisons internes limitait souvent l'interprétation des résultats à la mortalité toutes causes ou toutes tumeurs, et ne permettait que rarement d'interpréter les résultats de la mortalité pour des causes spécifiques.

Comme attendu dans l'étude de mortalité d'une cohorte professionnelle, une sous mortalité toutes causes confondues de la cohorte a globalement été observée par rapport à la population d'Île-de-France du fait de l'« effet du travailleur sain »¹⁸. Dans l'ensemble de la cohorte, une sous-mortalité était observée pour la plupart des pathologies à l'exception, chez les hommes, d'un excès significatif de 10 % (1026 observations contre 930 attendus) de cardiopathies ischémiques (stable depuis l'analyse précédente sur la période 1980-1999), de 11% (450 observations contre 407 attendus) de cirrhoses, fibroses et hépatites chroniques, de 24% (125 observations contre 101 attendus) de tumeurs malignes du rein et de 20% (383 observations contre 320 attendus) des suicides et des lésions auto-infligées. Ces observations concernent principalement des retraités et des personnes ayant quitté prématurément l'entreprise. Elles portent sur l'ensemble des métiers à la RATP et non spécifiquement sur le travail en enceintes ferroviaires souterraines.

Concernant la mortalité par catégories socio-professionnelles (cadre, agent de maîtrise, employés ou ouvriers), un gradient également attendu a été retrouvé allant des cadres jusqu'aux ouvriers et employés : la sous-mortalité observée toutes causes confondues par rapport à la population francilienne était plus forte parmi les cadres et les agents de maîtrise et plus faible parmi les employés et les ouvriers.

Les multiples analyses de mortalité spécifique (c'est à dire par cause de décès) par profession réalisées ont mis en évidence chez les hommes dans certaines professions une sur- ou une sous-mortalité pour certaines causes. Chez les femmes, l'effectif (nombre de personnes-années) parfois insuffisant a limité les analyses.

Il est difficile d'interpréter un éventuel effet du travail dans les enceintes ferroviaires sur la mortalité compte tenu des résultats observés qui répondent à un objectif différent. En effet, certains regroupements de métiers permettent d'identifier des groupes travaillant en enceintes souterraines, comme les agents de station, les agents des gares, les agents de manœuvres et transport¹⁹ ou les conducteurs de train. Néanmoins, ils ne permettent pas une visibilité exhaustive de tous les corps de métiers exercés dans ces enceintes, aucune catégorie ne permettant par exemple de distinguer les ouvriers de maintenance exerçant spécifiquement dans ces enceintes. De plus le niveau de qualification requis pour accéder à certains postes de travail, l'environnement social et la qualité de vie associés sont de nature à favoriser les « effets du travailleur sain », comme par exemple pour les conducteurs de train chez lesquels des sous-mortalités ont été observées toutes causes confondues ainsi que par maladies de l'appareil circulatoire et par tumeurs. Il peut également exister un gradient en fonction du niveau de qualification au sein d'un même type de profession. Ainsi parmi les ouvriers de maintenance, les ouvriers non qualifiés présentaient des excès de mortalité et à l'inverse, les ouvriers qualifiés

¹⁸ Comme dans la plupart des études en milieu professionnel, la population étudiée est une population de personnes au travail, et *a priori* en meilleure santé que la population générale car elle inclut moins d'individus atteints de maladie grave et incapacitante, et n'inclut pas certaines populations sensibles (personnes âgées, enfants). Il s'agit de l'« effet du travailleur sain » (« Healthy Worker Effect »).

¹⁹ A noter que la dénomination « agents de manœuvres et transport » n'existe plus et a été remplacée par « gestionnaires de mouvements des trains ».

présentaient des sous-mortalités. Les ouvriers de maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs) ont des conditions de travail très spécifiques qui se distinguent des conditions d'exposition des usagers du transport public ferroviaire et qui pourraient influencer les excès de mortalité observés telles que : pénibilité physique, travail de nuit, bruit, fumées de soudage et diesel lors des travaux de maintenance.

Les principales causes de décès documentées dans la cohorte EDGAR et par ailleurs investiguées dans la littérature internationale en lien avec le travail en enceintes ferroviaires souterraines ont néanmoins été considérées plus attentivement par le GT, notamment les cancers bronchopulmonaires, et les affections respiratoires ou cardiovasculaires. Cette examen cible les catégories de métiers exercés en enceintes souterraines, comme les agents de station, les agents des gares, les agents de manœuvres et transport ou les conducteurs de train. Il ne cible pas les catégories de métiers non spécifiques au travail en enceintes ferroviaires souterraines et/ou présentant des conditions d'exposition très distinctes de celles des usagers du transport ferroviaires, telles que les ouvriers de maintenance.

Dans plusieurs professions de la cohorte EDGAR, une sous-mortalité a été observée par pathologie respiratoire (non tumorales). Aucune sur-mortalité par pathologie respiratoire n'a été constatée.

Concernant les affections cardiovasculaires, une sur-mortalité a été observée chez les agents de manœuvre/transport et les agents de sécurité, potentiellement concernés par le travail en enceintes souterraines, mais également pour d'autres professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines. D'autre part une sous-mortalité a à l'inverse été observée chez les conducteurs de trains ainsi que pour diverses professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines.

Concernant les cancers des voies respiratoires, une sur-mortalité a été observée chez les agents de station (tumeurs malignes du larynx), mais des surmortalités par cancers des voies respiratoires ont également été observées pour des catégories de métiers non spécifiques au travail en enceintes ferroviaires souterraines et/ou présentant des conditions d'exposition très distinctes de celles des usagers du transport ferroviaires, telles que la maintenance (tumeurs malignes de la plèvre, de la trachée, des bronches et du poumon) et les métiers du tertiaire²⁰ (tumeurs malignes de la plèvre). D'autre part une absence de sur-mortalité ou une sous-mortalité par cancers des voies respiratoires a été observée chez les agents des gares, les agents de contrôle, les agents de sécurité, les agents de manœuvre/transport et les conducteurs de trains.

²⁰ Les auteurs de l'étude rapportent que « l'analyse de la mortalité des agents du tertiaire peut s'avérer complexe en raison du profil du poste qui a pu bénéficier dans des proportions variables et pendant une durée variable d'un recrutement d'agents issus de parcours professionnels non seulement divers mais également potentiellement en situation de maladie ou d'incapacité à occuper un poste de sécurité. Il est de ce fait, vraisemblable que la population des agents du tertiaire de la cohorte soit peu homogène d'un point de vue des expositions professionnelles. Il a été observé en effet que le poste d'agent du tertiaire chez les hommes de la cohorte est un poste qui, pour la majorité des agents l'ayant occupé, ne représente pas l'unique poste, ni le poste le plus longtemps occupé. ». Les auteurs ont précisé à l'Anses que « la classification d'agent du tertiaire comporte des activités administratives qui ont pu être exercées dans des départements de maintenance. De plus le métier d'agents du tertiaire était un métier d'appel pour les reclassements professionnels, il est très vraisemblable que parmi ces agents certains avaient antérieurement occupé des métiers de maintenance. Par conséquent, l'observation des tumeurs de la plèvre chez les agents tertiaire ne semble pas être liée strictement à la dénomination métier ».

En résumé, sur la base des résultats de l'étude de mortalité des agents RATP pour les professions potentiellement concernées par le travail dans des enceintes ferroviaires souterraines :

- aucune profession ne présentait de sur-mortalité par pathologie respiratoire non tumorale ;
- une sur-mortalité par affection cardiovasculaire est observée chez les agents de manœuvre/transport et les agents de sécurité, mais également chez d'autres professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines ; d'autre part une sous-mortalité par affection cardiovasculaire est à l'inverse observée chez les conducteurs de trains ;
- une sur-mortalité par cancer de certains organes des voies respiratoires est observée chez les agents de station (tumeurs malignes du larynx), mais également pour d'autres métiers qui ne sont pas spécifiquement exercés en enceintes ferroviaires souterraines et/ou dont les conditions d'exposition sont très distinctes de celles des usagers du transport ferroviaires, telles que les métiers de la maintenance (tumeurs malignes de la plèvre, de la trachée, des bronches et du poumon) ; d'autre part une absence de sur-mortalité ou une sous-mortalité par cancers des voies respiratoires est observée chez les agents des gares, les agents de contrôle, les agents de sécurité, les agents de manœuvre/transport et les conducteurs de trains ;
- la sous-mortalité observée chez les conducteurs de métro et RER pourrait s'expliquer par le niveau de qualification requis pour accéder à ces professions, et par l'environnement social et la qualité de vie associés, qui sont de nature à favoriser les « effets du travailleur sain ». En effet, les conducteurs de métro et RER sont sujets à une « sur-sélection » pour l'accès au poste, à des visites médicales d'aptitude, à un aménagement du travail, et à des conditions socio-économiques favorables ;

En conclusion, comme suggéré dans l'expertise précédente de l'Anses (ANSES 2015), le suivi de la cohorte EDGAR a été prolongé et a permis d'améliorer l'étude de causes de décès survenant avec un temps de latence très long ou à des âges très avancés et d'obtenir des résultats plus contemporains. Contrairement à l'étude précédente (RATP 2012, RATP/InVS 2008), cette étude plus récente (RATP 2019) n'a pas réalisé de comparaisons de la mortalité à des populations internes de référence se composant des individus de la cohorte ; comparaisons qui permettent de réduire potentiellement les effets de confusions liés à des facteurs de risque associés au mode de vie (tabac, alcool, obésité ...) par rapport aux comparaisons réalisées avec la population générale francilienne. Comme pour l'étude précédente, cette étude de mortalité plus récente (RATP 2019) n'a pas pour objectif et ne permet pas de mettre en évidence le signal d'une éventuelle surmortalité attribuable à la pollution de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines. Aussi, les pistes formulées dans l'expertise précédente de l'Anses (ANSES 2015) visant à éclairer la question des risques associés au travail en souterrain sont inchangées : analyses comparant des travailleurs en souterrain à des travailleurs en dehors avec ajustement sur les catégories professionnelles, utilisation d'indicateurs semi-quantitatifs d'exposition à la pollution de l'air durant la carrière professionnelle définis par exemple à partir de la construction d'une matrice emplois-expositions.

Une autre étude, mise en place par le Service de santé au travail de la RATP (RATP 2010b) a porté sur la santé respiratoire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact sanitaire possiblement associé à l'inhalation de l'air des enceintes ferroviaires souterraines en comparant l'état de santé de

salariés de la RATP inhalant l'air des enceintes ferroviaires souterraines à celui d'autres personnels ne travaillant pas dans ces espaces.

Les participants ont été recrutés sur la base du volontariat lors de visites périodiques de médecine du travail par une procédure semi-randomisée. Le recueil des informations a été effectué par auto-questionnaire dont les questions ont été validées dans des études nationales et européennes, par un questionnaire clinique et un examen para clinique. Une symptomatologie à type de bronchite chronique, difficultés respiratoires, dyspnée, asthme, rhinite ou allergies cutanées a été recherchée. La fonction pulmonaire a été évaluée par une épreuve d'expiration forcée.

Au total, 2009 volontaires salariés de la RATP (taux de participation = 83% des personnes sollicitées) ont été inclus du 19 juillet 2006 au 31 octobre 2007 dans cette étude. L'exploitation des données a porté sur 1989 individus après exclusion de 20 individus²¹, dont 101 sujets dont le temps de travail en souterrain n'a pu être déterminé, soit 1466 hommes et 422 femmes au final. Les sujets ont été divisés en 3 groupes : un groupe de sujets travaillant en souterrain au moins 90% du temps (n=711), un groupe de sujets travaillant moins de 10% du temps en souterrain (n=922 dont 366 machinistes receveur qui font l'objet d'un sous groupe dans les analyses) et un groupe de sujets travaillant entre 10 et 90% du temps en souterrain (n=185).

L'étude qui met en relation des indicateurs d'effets chroniques respiratoires avec une mesure transversale de l'exposition a été réalisée afin d'observer en première approche l'existence ou non de signaux d'alarme. Les limites liées à ce type d'étude transversale sont bien connues : question de temporalité entre l'exposition et l'effet, de sélection des actifs en ne tenant pas compte des individus en mauvaise santé qui ne sont pas en poste, ni des retraités. Aussi, bien que ce type d'étude permettrait de voir potentiellement des associations si les effets en question étaient importants, ses résultats négatifs ne permettent pas d'exclure le risque.

Le service de santé au travail de la RATP a mené une étude sur la santé cardiovasculaire des agents avec prise tensionnelle et réalisation d'électrocardiogramme lors des visites de santé au travail associées notamment au recueil des antécédents cardiovasculaires et de dyslipidémie, l'âge, statut tabagique, de la consommation d'alcool, de l'indice de masse corporelle, du niveau d'activité physique, de la catégorie socioprofessionnelle et de trois indicateurs des contraintes psychosociales selon le modèle de Karasek : la demande psychologique, la latitude décisionnelle et le soutien social (RATP 2013b). De même que pour l'étude précédente sur la santé respiratoire, l'exposition au travail en enceintes souterraines a été étudiée en classant les salariés en 3 groupes en fonction de leur durée de travail en enceintes souterraines (peu souvent ou jamais, n= 490, parfois n=131, toujours ou souvent n=502), ainsi qu'en fonction du nombre de minutes passées en souterrain.

Quel que soit le paramètre utilisé (groupe d'exposition ou minutes passées en souterrain), aucun lien significatif n'est retrouvé tant avec les antécédents médicaux cardiovasculaires déclarés, la tension artérielle mesurée ou les paramètres d'électrocardiographie après ajustement sur divers facteurs tels que l'âge, la situation familiale, le statut tabagique, la consommation cumulée de tabac, le statut pondéral, l'activité physique, la catégorie professionnelle, la latitude décisionnelle, la demande psychologique, le soutien social.

Cependant, seuls la méthode et les résultats statistiques de cette étude ont été présentés dans un document de travail. Cette étude à ce stade n'a pas été formalisée sous la forme d'un rapport ou d'une publication scientifique. Pour l'instant, l'étude apparaît principalement limitée par le choix discutable de paramètres d'électrocardiographie

²¹ Les 20 individus exclus comprenaient : 14 travaillant à la maintenance, 4 avec auto-questionnaire manquant ou inexploitable, 1 de plus de 65 ans et 1 travaillant hors de la région Île-de-France.

comme indicateurs d'effet cardiovasculaire, et par le caractère transversal de la mesure d'exposition bien que vraisemblablement moins impactant que pour l'étude de santé respiratoire.

Enfin, une étude portant sur 300 travailleurs des enceintes ferroviaires souterraines franciliennes (agents de station, agents de sécurité et opérateurs de locomotive) est en cours et investigate les relations entre l'exposition professionnelle aux particules (exposition 6–8 h au poste de travail pendant deux semaines consécutives), des biomarqueurs d'exposition, des biomarqueurs de stress oxydant, de stress nitrosant et d'inflammation, et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive et d'autres pathologies respiratoires et allergiques (Guseva Canu *et al.* 2021b, Rinaldo *et al.* 2018). Les biomarqueurs d'effets incluent des marqueurs de la peroxydation lipidique (8-isoprastane, malondialdéhyde) dans le condensat d'air exhalé et l'urine, des marqueurs potentiels de stress nitrosant (NO_2^- , NO_3^- et anion formate) dans le condensat d'air exhalé, des marqueurs d'oxydation de l'ADN (8-hydroxy-2'deoxyguanosine) dans le condensat d'air exhalé et l'urine, un marqueur de génotoxicité (micronoyaux dans les cellules buccales) et le potentiel oxydant dans l'air exhalé.

A ce jour, seul le protocole et des premiers résultats de la phase pilote ont été publiés à notre connaissance (Guseva Canu *et al.* 2021a, Hemmendinger *et al.* 2021). Ces premiers résultats de la phase pilote portent sur la relation entre biomarqueurs d'exposition dans l'air, dans le condensat d'air exhalé et dans l'urine, et sur la validation de la méthode de quantification du malondialdéhyde dans le condensat d'air exhalé, à partir d'une étude longitudinale sur 9 travailleurs de la ligne 7 du métro francilien (3 agents de station et 3 opérateurs de locomotive) et du KP sécurité (3 agents de sécurité).

En conclusion sur les études épidémiologiques françaises des travailleurs en enceintes ferroviaires souterraines :

- **L'étude de mortalité (RATP 2012, 2019, RATP/InVS 2008) est à ce stade une étude de surveillance généraliste de l'état de santé des salariés RATP, et non une étude étiologique permettant d'évaluer directement les effets des nuisances professionnelles, dont la pollution de l'air, sur la santé. En se focalisant sur la mortalité par pathologie cardiovasculaire, pathologie respiratoire et cancers des voies respiratoires, elle met en évidence des sur-mortalités pour des métiers exercés dans ces enceintes et pour des causes tels que des pathologies vasculaires et des tumeurs (larynx, plèvre, trachée, bronches, poumon). Néanmoins, ces sur-mortalités concernent aussi des métiers qui ne sont pas exercés dans ces enceintes, et ne sont pas reliées à des indicateurs d'exposition à l'air des enceintes ferroviaires.**
- **L'étude de santé respiratoire en lien avec la durée passée dans les enceintes ferroviaires souterraines (RATP 2010b) est à ce stade limitée notamment par le caractère transversal de l'étude.**
- **L'étude de santé cardiovasculaire en lien avec la durée passée dans les enceintes ferroviaires souterraines (RATP 2013b) n'est pas à ce stade formalisée sous forme d'un rapport ou d'une publication scientifique.**
- **Globalement, ces études ne mettent pas en évidence le signal d'une éventuelle sur-mortalité attribuable à la pollution de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines, ni le signal d'effets importants sur la santé respiratoire et cardiovasculaire, mais elles ne permettent pas d'exclure le risque.**

- **Les résultats à venir d'une étude en cours (Guseva Canu *et al.* 2021b) pourraient venir documenter les relations entre l'exposition professionnelle aux particules de l'air des enceintes ferroviaires, divers biomarqueurs de stress oxydant, de stress nitrosant et d'inflammation, et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive et d'autres pathologies respiratoires et allergiques.**

4.3.2 Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines

Aucune étude épidémiologique française chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines n'a été identifiée.

4.4 Conclusion

En termes d'épidémiologie des effets sur la santé de la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, la littérature internationale est très limitée pour tirer des conclusions et aucune étude française n'a été publiée dans une revue à comité de lecture à ce jour.

Au total, 13 études (24 publications ou rapports) ont été identifiées soit :

- 4 études dans le métro de Stockholm (7 publications), dont 2 études de cohorte chez des travailleurs (Bigert *et al.* 2008, Bigert *et al.* 2011, Gustavsson, Bigert, et Pollán 2008), 1 étude cas-témoin chez des travailleurs (Bigert *et al.* 2007) et 1 étude quasi-expérimentale avec un scénario d'exposition d'usager du métro (Klepczynska-Nyström *et al.* 2012, Klepczynska-Nyström *et al.* 2010, Lundström *et al.* 2011)
- 2 études quasi-expérimentales avec un scénario d'exposition d'usager, une première dans un métro aux Pays-Bas ayant fait l'objet de 5 publications (Steenhof *et al.* 2011, Steenhof *et al.* 2014, Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013, Strak, Hoek, Steenhof, *et al.* 2013, Strak *et al.* 2012) et une seconde dans le métro de Pékin ayant fait l'objet de 3 publications (Jia *et al.* 2018, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019)
- 1 étude de panel chez des étudiants utilisant le métro à Taipei (Taïwan) (Liu *et al.* 2015)
- 3 études transversales exposés-non exposés chez des travailleurs, dont une dans le métro de New York (Grass *et al.* 2010), une dans le métro de Téhéran (Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015) et une dans le métro de Seoul (Heo *et al.* 2010)
- 3 études françaises sur les travailleurs du réseau francilien, dont 1 étude de cohorte (RATP 2012, 2019, RATP/InVS 2008) et 2 études transversales exposés-non exposés (RATP 2010b, 2013b)

Considérant les 13 études (24 publications ou rapports) identifiées :

- 5 études (12 publications) portent sur des faibles effectifs de population (≤ 80 sujets), leur puissance pouvant être insuffisante pour mettre en évidence des effets (Bigert *et al.* 2008, Bigert *et al.* 2011, Grass *et al.* 2010, Heo *et al.* 2010, Klepczynska-Nyström *et al.* 2012, Klepczynska-Nyström *et al.* 2010, Lundström *et al.* 2011, Steenhof *et al.* 2011, Steenhof *et al.* 2014, Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013, Strak, Hoek, Steenhof, *et al.* 2013, Strak *et al.* 2012) ;
- 2 études (4 publications) sur 39 et 120 volontaires sains montrent des associations avec des paramètres dont l'implication physiopathologique reste hautement incertaine et qui sont potentiellement sensibles aux facteurs de confusion résiduels (Jia *et al.* 2018, Liu *et al.* 2015, Yang *et al.* 2018, W. Zhang *et al.* 2019)
- 1 étude (1 publication) sur une population randomisée de 81 sujets montre une association avec le travail en enceintes ferroviaires souterraines, mais ne renseigne pas sur le rôle de la pollution de l'air (Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015)

- 5 études (7 publications ou rapports) portent sur des effectifs importants (plusieurs milliers de sujets), mais la portée de leurs résultats en termes d'effet de la pollution de l'air est fortement limitée par :
 - l'évaluation de l'exposition qui se limite à une classification du métier (Bigert *et al.* 2007, Gustavsson, Bigert, et Pollán 2008, RATP 2012, 2019, RATP/InVS 2008) ou à une mesure transversale de la durée d'exposition (RATP 2010b, 2013b) (RATP, 2010b ; RATP, 2013b),
 - l'absence de prise en compte de facteurs de confusion liés au mode de vie (tabac, alcool, ...) bien que parfois des comparaisons internes permettent de les réduire.

Considérant les effets étudiés dans les 13 études (24 publications ou rapports) identifiées :

- 13 publications (8 études) portent sur des effets cardiovasculaires à court terme mesurés soit par des marqueurs de l'inflammation systémique, du stress oxydant systémique, de la coagulation, par la tension artérielle ou par des paramètres d'électrocardiographie (Bigert *et al.* 2008, Grass *et al.* 2010, Jia *et al.* 2018, Klepczynska-Nyström *et al.* 2012, Klepczynska-Nyström *et al.* 2010, Liu *et al.* 2015, Mehrdad, Aghdaei, et Pouryaghoub 2015, RATP 2013b, Steenhof *et al.* 2014, Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013, Strak, Hoek, Steenhof, *et al.* 2013, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019) ; dans 5 de ces publications (4 études) des effets de l'exposition sur l'inflammation systémique et le stress oxydant systémique sont observés (Bigert *et al.* 2008, Klepczynska-Nyström *et al.* 2010, Steenhof *et al.* 2014, Strak, Hoek, Godri, *et al.* 2013, Y. Zhang *et al.* 2019) ; dans 4 de ces publications (2 études) l'exposition est associée à une baisse de la variabilité du rythme cardiaque (Jia *et al.* 2018, Liu *et al.* 2015, Yang *et al.* 2018, Y. Zhang *et al.* 2019) ainsi qu'à une augmentation de la fréquence cardiaque instantanée dans une publication (Y. Zhang *et al.* 2019) ;
- 1 publication (1 étude) n'observe pas d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde chez les conducteurs du métro de Stockholm, qui sont néanmoins moins exposés que d'autres catégories de travailleurs comme les travailleurs sur quais (Bigert *et al.* 2007) ;
- 8 publications (5 études) portent sur des effets respiratoires à court terme mesurés soit par des marqueurs de l'inflammation des voies respiratoires, par des paramètres de la fonction ventilatoire, par des marqueurs immunitaires de risque de pathologies allergiques ou par des symptômes respiratoires déclarés (Bigert *et al.* 2011, Heo *et al.* 2010, Klepczynska-Nyström *et al.* 2012, Klepczynska-Nyström *et al.* 2010, Lundström *et al.* 2011, RATP 2010b, Steenhof *et al.* 2011, Strak *et al.* 2012) ; et dans 3 de ces publications (2 études) des effets sont observés sur l'inflammation des voies respiratoires chez les asthmatiques légers (Klepczynska-Nyström *et al.* 2012, Lundström *et al.* 2011), et sur des marqueurs immunologiques de risque de pathologies respiratoires allergiques incluant l'asthme (Heo *et al.* 2010) ;
- 1 étude n'observe pas d'augmentation du risque de cancers bronchopulmonaires chez les conducteurs du métro de Stockholm, qui sont néanmoins moins exposés que d'autres catégories de travailleurs comme les travailleurs sur quais (Gustavsson, Bigert, et Pollán 2008) ;
- Globalement, les 3 études françaises non publiées ne permettent pas de mettre en évidence le signal d'une éventuelle surmortalité attribuable à la pollution de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines (RATP 2012, 2019, RATP/InVS 2008), ni le signal d'effets importants sur la santé respiratoire et cardiovasculaire à court terme (RATP 2010b, 2013b), mais ne permettent pas d'exclure le risque ;
- Aucune étude n'a évalué les effets à long terme de l'exposition à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, ni les éventuels effets cumulés de cette exposition avec d'autres expositions professionnelles.

Le GT souligne que la littérature reste très limitée pour tirer des conclusions. Les quelques études publiées depuis l'expertise Anses 2015 ne modifient qu'à la marge les conclusions (présentées ci-dessous) en renforçant la suggestion d'effets sur le stress oxydant systémique et en apportant une nouvelle suggestion d'effets sur la fonction cardiaque autonome.

Les quelques résultats épidémiologiques relatifs aux effets sur la santé des usagers ou des travailleurs exposés à la pollution de l'air par les particules en suspension dans les enceintes ferroviaires souterraines :

- en rappelant les limites susmentionnées, ne mettent pas en évidence :
 - d'effets à très court terme sur la fonction ventilatoire
 - de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle
 - de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle
 - d'effets néfastes à très court terme sur la santé respiratoire et cardiovasculaire
- suggèrent la possibilité :
 - d'effets sur la fonction cardiaque autonome ;
 - d'effets sur l'inflammation et le stress oxydant systémiques ;
 - d'effets sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques ;
- ne permettent pas de statuer sur les effets à long terme ni sur les effets cumulés avec d'autres expositions professionnelles.

Au final, ce corpus d'études reste assez peu informatif pour évaluer les risques liés à l'exposition des usagers et des travailleurs à la pollution de l'air des EFS.

Le GT fait le même constat que l'expertise Anses sur les risques des travailleurs exposés à la pollution de l'air des EFS publiée en 2015, à savoir l'absence de données scientifiques sur la toxicité à long terme des particules présentes dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines et un corpus d'études épidémiologiques toujours peu informatif pour évaluer les risques sanitaires liés à l'exposition chronique de cette population de travailleurs. L'Anses recommandait alors que des travaux spécifiques soient conduits pour acquérir de nouvelles connaissances.

D'après les données disponibles chez des populations de travailleurs et d'usagers, les manques de connaissances concernent en priorité les effets de la pollution de l'air d'EFS sur la morbi-mortalité cardiorespiratoire. Ce manque de connaissance porte notamment sur l'impact sur des pathologies liées à l'inflammation des voies respiratoires (ex : asthme, BPCO) et sur des pathologies liées à l'inflammation et au stress oxydant systémiques, ainsi qu'à la fonction cardiaque autonome (ex : pathologies cardiaques ischémiques, insuffisance cardiaque, hypertension artérielle). Il porte aussi sur l'impact sur des populations sensibles telles que des individus avec une pathologie cardiovasculaire ou respiratoire ou des antécédents, des individus âgés et des enfants.

Les résultats d'une étude en cours sont attendus pour venir documenter les relations entre l'exposition professionnelle aux particules de l'air des enceintes ferroviaires, divers biomarqueurs de stress oxydant, de stress nitrosant et d'inflammation, et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive et d'autres pathologies respiratoires et allergiques.

Tableau 14 : Résumé des études épidémiologiques sur les effets sanitaires de la pollution de l'air d'enceintes ferroviaires souterraines (

(nouvelles études depuis l'expertise ANSES 2015 identifiées avec une étoile ★)

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Bigert <i>et al.</i> 2008	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	79 travailleurs (54 hommes et 25 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans. 3 groupes : 29 travailleurs sur quais (exposition élevée aux particules), 29 conducteurs de métro (exposition moyenne) et 21 vendeurs de tickets (exposition faible, groupe témoin).	Analyser d'éventuels effets cardiovasculaires liés aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains.	Prélèvement sanguin chez 44 sujets, après 2 jours de repos et 2 ^{ème} prélèvement sanguin après 2 jours de travail : analyse des taux de PAI-1, hs-CRP, interleukine-6, fibrinogène, facteur von Willebrand et facteur VII.	Absence de différence significative entre les prélèvements sanguins 1 et 2, pouvant être attribuée à l'exposition à des particules. → Résultats ne montrent pas d'effet à court terme des particules inhalées dans le réseau ferré souterrain de Stockholm sur l'inflammation systémique et la coagulation.	Concentrations plasmatiques en PAI-1 et hs-CRP plus élevées chez les travailleurs sur quais, plus exposés, que chez les 2 autres groupes, même après ajustement sur le BMI. Résultats suggérant un effet inflammatoire à long terme des particules inhalées.
Bigert <i>et al.</i> 2011	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	81 travailleurs (55 hommes et 26 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans, pour la plupart non-asthmatiques (91%) et ne consommant pas d'anti-inflammatoires inhalables (94 %). 3 groupes: 30 travailleurs sur quais(exposition élevée aux particules), 30 conducteurs de trains (exposition moyenne) et 21 vendeurs de tickets (exposition faible).	Analyser d'éventuels effets respiratoires liés aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains	Mesure du NO exhalé chez 44 sujets avant une journée de travail (après 2 jours chômés) et après. Mesures du débit expiratoire de pointe et du VEMS 5 fois par jour pendant 2 semaines.	Pas d'augmentation du FENO après le travail ni de variation du VEMS chez les travailleurs sur quais, les conducteurs de métro et les vendeurs de tickets. Résultats ne montrant pas d'effet respiratoire à court terme des particules inhalées par les employés du réseau ferré souterrain de Stockholm durant leur travail.	- Chez les travailleurs sur quais, diminution significative du DEP après le travail. - Facteurs de confusion, comme le sexe, non pris en compte. - Effets sur le NO exhalé pouvant être masqués par le fait qu'une période de deux jours chômés soit insuffisante pour permettre un retour au niveau basal du NO exhalé avant le travail, et par la non prise en compte d'une éventuelle variation diurne du NO exhalé.
Bigert <i>et al.</i> 2014 (résumé congrès EPICOH / 0391)	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	29 conducteurs de train (18 hommes et 11 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans.	Analyser la variabilité de la fréquence cardiaque liée aux expositions aux particules	Mesure individuelle des PM2,5, DataRAM Mesure continue ECG sur 24 heures. La variabilité de la fréquence cardiaque mesurée par LF, HF, LF/HF, HR, SDNN	Pas d'effet significatif au niveau clinique sur la fonction cardiaque en comparant heures de travail et de temps libre. Il y a néanmoins une suggestion de baisse pour la variabilité globale de la fréquence cardiaque (SDNN).	Très peu de participants

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Gustavsson <i>et al.</i> 2008	Suède	Cohorte historique	1 ^{er} janvier 1971-1989	319 979 hommes, employés, habitants à Stockholm et âgés de plus de 24 ans. Population de référence : tous les sujets employés de Stockholm en 1970. 2 ^{ème} population de référence : tous les sujets employés dans les transports et le secteur de la communication.	Analyser un éventuel risque de cancer broncho-pulmonaire lié aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains, parmi les conducteurs de métro.	Identification des cas de CBP à partir des données du registre national des cancers.	Absence d'augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs de métro (9 cas de CBP, SIR= 0.82 [IC95%, 0.38–1.56])	- Absence de données sur le tabagisme. - Comparaison par rapport aux sujets employés dans les transports et le secteur de la communication, permettant de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique.
Grass <i>et al.</i> 2010	Etats-Unis	Etude transversale « exposés/non exposés »		39 travailleurs du métro de New York 11 chauffeurs de bus 25 employés de bureau Hommes \geq 18 ans	Analyse d'une relation entre exposition aux poussières chez les travailleurs du métro de New York et des marqueurs biologiques .	Comparaison d'expositions individuelles aux poussières d'acier (PM _{2,5} , Fe, Mn, Cr) avec des bio-marqueurs urinaires et sanguins d'exposition métallique, un bio-marqueur urinaire d'exposition aux HAPs, des bio-marqueurs de stress oxydant urinaires et plasmatiques et des bio-marqueurs d'altération de l'ADN urinaire et lymphocytaire.	Absence d'association retrouvée entre l'exposition aux poussières chez les travailleurs du métro de New York et les marqueurs biologiques.	- Résultats pouvant être liés à un mauvais choix des marqueurs biologiques ou à un manque de puissance statistique. - Résultats ne concernant pas les travailleurs du métro de New York les plus exposés (ouvriers de construction et de maintenance des voies).

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Heo <i>et al.</i> 2010	Corée	Etude transversale « exposés/non exposés »		52 employés d'établissements accueillant du public, dont 11 employés de 3 stations du métro de Séoul, et 17 employés de bureau appariés sur l'âge et le sexe.	Recherche d'une sensibilisation aux pneumallergènes et de pathologies respiratoires d'origine allergique chez les travailleurs du métro de Séoul.	Réalisation de pricks tests et dosage de taux d'IgE.	Pas d'élément suffisant en faveur d'une sensibilisation aux pneumallergènes dans les groupes étudiés.	- Absence d'éléments de caractérisation des expositions des salariés du métro. - Non prise en compte d'éventuels facteurs de confusion (tabagisme, antécédents familiaux d'atopie)
Liu <i>et al.</i> 2015 	Taiwan	Etude de panel	de Janvier à mars des années 2012, 2013 et 2014	N=120 étudiants, non fumeurs, sans HTA, coronaropathie, arythmie et diabète, âge moyen 21 ans	Etudier les expositions à la pollution de l'air et paramètres de variabilité cardiaque durant différents modes de transport	Quatre modes de transport avec classement de chaque étudiant selon son propre mode de transport : transport ferroviaire souterrain électromotorisé, autobus motorisé au gaz naturel, automobile motorisée à l'essence et marche à pied. Pour chaque étudiant 3 périodes d'étude sur 1 heure de transport (de 9 heures à 10 heures) Sur chaque période : mesure en continu ECG, concentration individuelle PM10, PM2,5, COVT et le niveau sonore	Sur tous modes de transports confondus association augmentation intervalle interquartile des PM2,5, PM10 et COVT avec diminution SDDN et r-MSSD après ajustement sur âge, BMI, ordre des mesures, température, humidité relative et niveau de bruit mais diminution plus faible pour transport ferroviaire que pour autres modes de transports et uniquement significative pour association PM2.5 et diminution SDNN Niveaux moyens d'exposition aux PM10, PM2,5 et COVT avec le transport ferroviaire souterrain étaient inférieurs à ceux des autres modes de transport	- Concentration moyenne en PM2,5 avec la marche à pied bien plus élevée qu'en France - Concentrations mesurées dans le métro taiwanais très inférieures à celles mesurées en France - Absence de mesure du schéma respiratoire ou autre proxy du stress et de l'activité physique - Facteurs de confusion potentiels tels que alimentation (alcool, café et aliments riches en nitrate), qualité du sommeil la nuit précédente, activité physique intense le jour précédent et utilisation de dispositifs électroniques

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Klepczynska-Nyström A 2010, 2012	Suède	Etude quasi-expérimentale		20 volontaires sains et 16 volontaires présentant un asthme léger, tous non-fumeurs, usagers des enceintes ferroviaires souterraines.	Analyser les impacts de exposition à l'air du métro et de l'exposition à l'air des bureaux sur les symptômes d'irritations oculaires et les symptômes respiratoire, la fonction ventilatoire, des marqueurs dans le LBA et divers marqueurs biologiques plasmatiques (fibrinogène, marqueurs des cellules T régulatrice, 14 heures après expositions).	Volontaires exposés successivement durant 2 heures à l'air du métro et à l'air de bureau.	- Chez les sujets sains, absence de modification des paramètres de la fonction ventilatoire, augmentation du fibrinogène et des cellules T-régulatrices. - Chez les sujets asthmatiques , absence d'augmentation des cellules T-régulatrices dans le sang, augmentation des marqueurs des cellules T-régulatrices dans le LBA.	Réponse médiée par les cellules T-régulatrices différente entre les sujets asthmatiques dont la réponse est uniquement localisée au niveau pulmonaire, et les sujets sains dont la réponse est uniquement systémique.
Lundström <i>et al.</i> 2011	Suède	Etude quasi-expérimentale		18 volontaires sains et 15 volontaires asthmatiques légers exposés à l'air du métro de Stockholm.	Analyser les impacts de exposition à l'air du métro et des profils de 64 oxylipines dans le LBA.	Etude des profils de 64 oxylipines dans le LBA, provenant de trois voies métaboliques : la cyclo-oxygénase, la lipo-oxygénase et le cytochrome P450.	Augmentation des concentrations en oxylipines chez les volontaires sains après exposition à l'air du métro. Diminution ou stabilité chez les asthmatiques.	Résultats difficilement interprétable car faible nombre de sujets, divergences entre sujets sains et sujets asthmatiques devant être interprétées avec précaution.
Mehrdad <i>et al.</i> 2015 	Iran	Transversale		N= 81 hommes salariés du métro de Téhéran (sur 89 sélectionnés) avec IMC normal, ancienneté au poste actuel > 1 an, sans traitement médical au cours de 7 jours précédent	Evaluer l'impact du travail en enceinte ferroviaire sur la concentration urinaire en 8-oxodésoxyguanosine	Comparaison concentration urinaire en 8-oxodésoxyguanosine (exprimée en ng/g de créatininurie) entre les 38 exposés (travail en EFS) et les 43 non exposés (administratifs),	Concentration en 8-OhdG significativement plus élevée dans le groupe « exposé » après ajustement sur l'âge, le tabagisme, une seconde activité professionnelle et le métier de conducteur.	Absence de métrologie Ne permet pas de conclure au rôle de la pollution de l'air. Possible effet autre facteur d'exposition en lien avec l'activité en EFS Non prise en compte facteur de confusion alcool et alimentation

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012 (non publiée)	France	Etude de mortalité	1980-1999	68 781 agents statutaires de la RATP en activité au premier janvier 1980 ou recrutés après cette date et ayant travaillé au minimum un an à la RATP.	Etudier la mortalité sur la période 1980-1999 des agents et ex-agents de la RATP	Identification des décès survenus au cours de la période 1980-1999 auprès du RNIPP et recherche des causes de décès auprès du CépiDc. SMR calculés en prenant comme population de référence la population de la région Île-de-France. Reconstitution des parcours professionnels de 98,4% des sujets vivants et de 92,8% des sujets décédés.	Sous mortalité toutes causes confondues de la cohorte du fait des « effets du travailleur sain » Surmortalités de cause vasculaire et par cancer bronchopulmonaire pour des métiers exercés dans le métro. Mais, ces surmortalités aussi observées pour des métiers non exercés dans le métro (ex : reprographie, agents type administration/gestion, machiniste-receveur).	Gradient de mortalité en fonction du niveau de qualification au sein d'un même type de profession. Etude non dédiée à l'évaluation des risques de la pollution de l'air du métro.
RATP, 2010 (non publiée)	France	Etude transversale	19 juillet 2006- 31 octobre 2007	2009 salariés de la RATP dont 1466 hommes et 422 femmes. 3 groupes : sujets travaillant en souterrain, sujets travaillant en surface et utilisant le métro et/ou le RER pour leurs trajets domicile-travail et sujets travaillant en surface mais n'empruntant pas le métro ni le RER.	Evaluer l' impact sanitaire possiblement associé à l'inhalation de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	Auto-questionnaire, questionnaire clinique et examen para clinique. Recherche se symptômes à type de bronchite chronique, difficultés respiratoires, dyspnée, asthme, rhinite ou allergies cutanées. Evaluation de la fonction pulmonaire par une épreuve d'expiration forcée.	Résultats négatifs.	Limites liées à ce type d'étude transversale : temporalité entre l'exposition et l'effet, sélection des actifs en ne tenant pas compte des individus en mauvaise santé qui ne sont pas en poste, ni des retraités.
RATP, 2013b (non publiée)	France	Etude transversale		Salariés classés en 3 groupes en fonction de leur durée de travail en enceintes souterraines (peu souvent ou jamais, n= 490, parfois n=131, toujours ou souvent n=502) et en fonction du nombre de minutes passées en souterrain.	Etudier la santé cardiovasculaire des agents de la RATP	Prise tensionnelle, réalisation d'électrocardiogramme lors des visites de santé au travail, recueil des antécédents cardiovasculaires et de dyslipidémie, âge, statut tabagique, la consommation d'alcool, BMI et trois indicateurs des contraintes psychosociales selon le modèle de Karasek.	Aucun lien significatif avec les antécédents médicaux cardiovasculaires déclarés, la tension artérielle mesurée ou les paramètres d'électrocardiographie après ajustement sur divers facteurs tels que l'âge, la situation familiale, le statut tabagique, la consommation cumulée de tabac, le statut pondéral, l'activité physique, la catégorie professionnelle, la latitude décisionnelle, la demande psychologique, le soutien social.	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Strak <i>et al.</i> 2012	Pays-Bas	The RAPTES Project (Risk of Airborne Particles: a Toxicological–Epidemiological hybrid Study) Semi-expérimentale	Mars à Octobre 2009 Paramètres de santé ou biologiques mesurés avant et après l'exposition	n=31 volontaires sains (21 femmes, 10 hommes ; 19-26 ans) 5 Sites >70 km de l'université d'Utrecht (station de train souterraine ; rue à grande circulation au trafic continu ; rue à grande circulation avec stop & démarrage ; une ferme ; site urbain - pollution de fond) à au moins 14 jours d'intervalle. Mesures : PM10: détermination concentration en endotoxines, PM2,5 & PM10: détermination absorbance ; nombre de particules (PNC) ; O3 , NO2 , NOx ; NO-3 & SO2-4 ; OPAA; OPGSH; OPTOTAL	Evaluer pour quelles caractéristiques des particules, en suspension dans air ambiant (PM), des associations cohérentes observées entre exposition à court-terme à ces particules et modification aigüe de la santé respiratoire. Hypothèse auteurs : la mesure du potentiel rôle oxydant (OP) des PM10 = association plus forte et cohérente avec une inflammation pulmonaire et une détérioration de la fonction ventilatoire que d'autres caractéristiques des PM (stress oxydant = important mécanisme)	Protocole semi-expérimental mesures effectuées en moyenne sur 5,5 jours par participant [variation de 3 à 5j]. Visite de site espacée d'au moins 14 jours pour les participants. Le trajet entre campus et 5 sites de mesures effectué en bus équipé de filtres, pour minimiser l'exposition durant les trajets. Concentration en particules (PNC) mesurée durant les trajets. Alternance de 20 minutes à pédaler sur un vélo fixe à un rythme modéré pour avoir un taux de ventilation par minute de 20L/min/m2 versus 40 mn de repos toutes les heures	Augmentation des niveaux de PNC, NO2, et NOx associée à inflammation aigüe des voies aériennes (FeNO) et dégradation de la fonction pulmonaire. Associations robustes et non modifiées lors d'ajustement sur autres polluants. Concentration en PM, PM10 et OP : pas associées à inflammation aigüe. Résultats pas nets pour les associations entre modifications de ces paramètres et concentration de PM, sulfate/nitrate, ni OP des particules (leur hypothèse de départ n'est pas vérifiée).	Points forts : Indicateurs exposition quantitatifs + mesures biologiques ; étude semi-expérimentale : 1 force par rapport à études d'observation - permet de limiter les biais liés aux erreurs de mesure de l'exposition ou facteurs de confusion. Points faibles : très nombreux modèles. Corrélations entre certains polluants trop élevées pour bien interpréter modèles avec 2 polluants.
Steenhof <i>et al.</i> 2013	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées entre exposition à court-terme à ces particules et des marqueurs de l'inflammation aigüe des voies aériennes (nasales). Hypothèse : associations plus fortes avec le potentiel oxydant des particules		Associations positives entre constituants spécifiques de la pollution et marqueurs biologique de l'inflammation aigüe nasale (NAL) et les réponses cytotoxiques. Lactoferrine associée avec toutes les caractéristiques des PM élevées en sous terrain. Dans modèles à 2 polluants : aucune association cohérente avec OP et concentration en PM. Associations cohérentes entre marqueurs inflammatoires au niveau nasale et notamment OC, endotoxines et NO2.	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Strak <i>et al.</i> 2013b	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées en lien avec les pathologies cardiovasculaires.		Production de thrombine dans la voie de la coagulation sanguine FXII-dépendante associée à exposition au NO ₂ , nitrate et sulfate, mais pas avec concentration en PM, PM PO ou autres polluants	
Strak <i>et al.</i> 2013a	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées en lien avec des marqueurs biologiques associés à des pathologies cardiovasculaires. Hypothèse : associations plus fortes avec le potentiel oxydant des particules		Effets vasculaires aigus observés le lendemain matin plutôt qu'après 2 heures d'exposition. Pour les modèles à 2 polluants : associations positives entre OC (fine), OP et hs-CRP; sulfate, nitrate et fibrinogène; OC (coarse), nitrate avec le nombre de plaquettes; OC (fine) avec le facteur von Willebrand (vWF). OC, nitrate et sulfate le plus systématiquement associés à marqueurs biologiques de risque cardiovasculaire aigu. Associations moins nettes avec concentrations de PM et OP. Aucune association avec des composants de la pollution, comme les PNC, CE, les traces de métaux et NO ₂ , et les marqueurs biologiques après ajustement sur autres polluants.	
Steenhof <i>et al.</i> 2014	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer les associations entre concentration en PM et nombre de leucocytes totaux et différenciés dans le sang, considérés comme des marqueurs de l'inflammation systémique et marqueurs précoces d'effet sur santé cardiovasculaire		Associations négatives et cohérentes mises en évidence entre nombre de lymphocytes et d'éosinophiles dans le sang et le NO ₂ , pouvant refléter un effet pro-oxydant du NO ₂ .	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Yang <i>et al.</i> 2018, Jia <i>et al.</i> 2018, Zhang <i>et al.</i> 2019)	Chine	Semi-expérimentale 3 publications scientifiques sur la même population d'étude	Mars à Mai 2017	39 volontaires (sur 66 recrutés), 21 hommes et 18 femmes- âge moyen 21 ans Etudiants à Pékin sains, non-fumeurs, sans pathologie cardiopulmonaire et sans médication Métro de Pékin En temps réel PM10, PM2,5, des fractions de taille PM0,5, PM1, PM0,5-2,5, PM5, PM2,5-10 niveau sonore sur 5 min	Evaluer le bénéfice du port de protections respiratoires et/ou auditives, et les effets de l'exposition aux PM sur les paramètres de variabilité cardiaque et la pression artérielle	Protocole quasi-expérimental. Parcours en boucles de la rame sur une ligne en souterrain, sans transfert en dehors de la rame entre 9h et 13h 4 interventions : sans port de protections (NIP), avec port de protection respiratoire (demi masque) uniquement (RIP), avec port auditif uniquement (HIP), avec port simultané de protection (RHIP) Durée de chaque période d'intervention = 5 jours non consécutifs Deux semaines entre chaque période d'intervention Ordre des interventions randomisé Mesure PM, bruit et ECG en continu sur chaque période	Voir lignes suivantes du tableau	Analyse ajustée sur plusieurs facteurs de confusion incluant le bruit Instructions données aux participants afin d'éviter des facteurs potentiels de confusion tels que l'alimentation (alcool, café et aliments riches en nitrate), l'activité physique intense le jour précédent et l'utilisation de dispositifs électroniques (ex : smartphone) Niveaux de concentrations en particules de l'étude similaires à ceux mesurés chez les conducteurs de métro francilien Absence de mesure du schéma respiratoire des sujets ou autre proxy du stress et de l'activité physique Absence de prise en compte de la qualité du sommeil la nuit précédente Quantification de l'exposition limitée par l'estimation indirecte de la concentration de particules dans le masque à partir d'un taux de filtration
Yang <i>et al.</i> 2018)	Chine			Voir ligne précédente du tableau	Evaluer le bénéfice du port de protections respiratoires et/ou auditives sur les paramètres de variabilité cardiaque		Associations entre le port de protection respiratoire et augmentation de la plupart des paramètres de variabilité du rythme cardiaque (SDNN, r-MSSD, PNN50, HF, LF et TP), diminution de LF/HF, diminution de la fréquence cardiaque instantanée (HR) et diminution de l'élévation maximale du segment ST. Associations les plus importantes observées lors du port simultané des deux types de protection et plus importante lors du port	

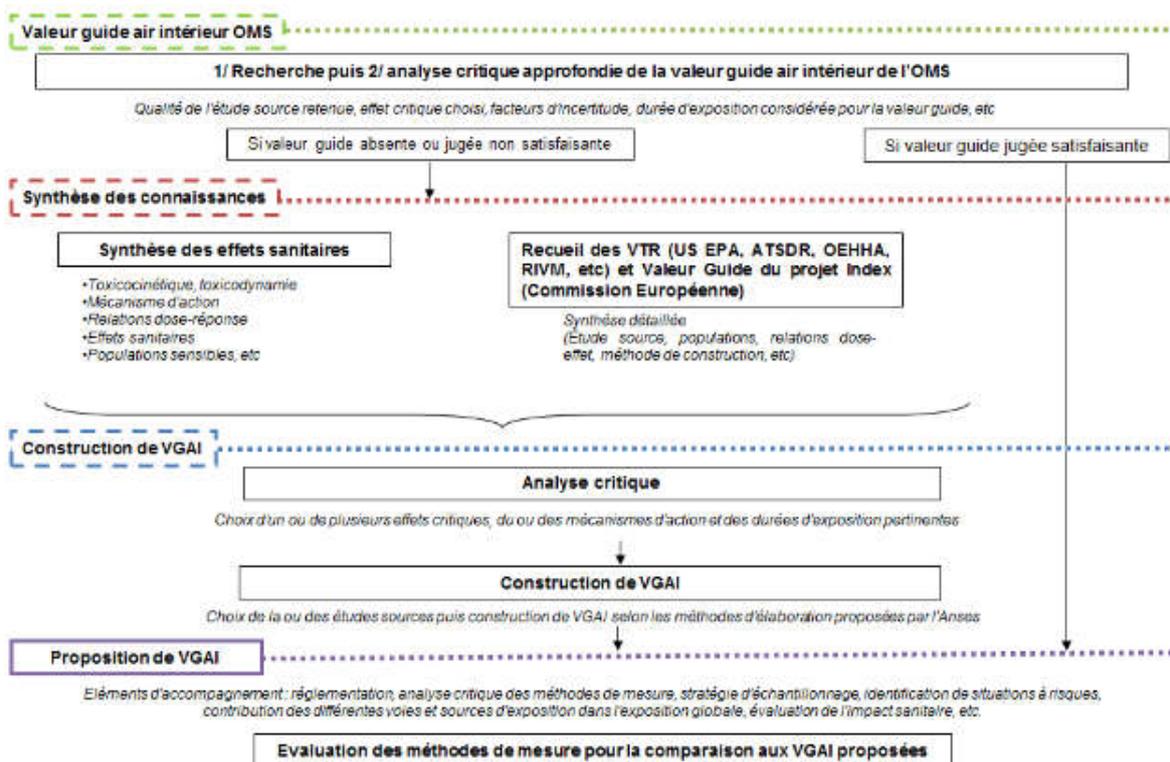
			protections auditives seuls que lors port protection respiratoire seules
Jia <i>et al.</i> Chine 2018 	Voir ligne précédente du tableau	Evaluer les effets de l'exposition de différentes fractions de PM sur les paramètres de variabilité cardiaque	Associations entre augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations d'exposition aux PM10, aux PM2.5 et diminution SDNN, HF, LF
Zhang <i>et al.</i> Chine 2019 	Voir ligne précédente du tableau	Analyser par une approche métabolomique les associations entre biomarqueurs urinaires, paramètres de variabilité cardiaque et exposition.	<p>Chez les hommes uniquement association entre augmentation de l'intervalle interquartile des concentrations d'exposition aux sous-fractions de taille de particules avec diminution HF, SDNN, PNN50, VLF (pour PM0.5), pression artérielle (pour PM 0.5, PM 1 et PM2.5 uniquement), et avec augmentation LF/HF et fréquence cardiaque instantanée (HR)</p> <p>Associations entre le port d'un demi-masque filtrant de protection respiratoire et la modification de la concentration de 4 métabolites urinaires chez les hommes (prolylarginine, acide α-cétoglutarique, précurseur Z molybdoptérine, et 8-oxodésoxyguanosine) et 7 chez les femmes (5-Hydroxylysine, N-Acetylglutamine, γ-Glutamyl ornithine, acide 2-Oxovalérique, 5'-Phosphoribosyl-Nformylglycinamide, acide Homovanillique, L-Citrulline)</p> <p>Chez les hommes association positive des paramètres de variabilité cardiaque et avec Prolylarginine, et négative avec 8-oxodésoxyguanosine</p>

5 Pertinence et faisabilité d'élaboration de VGAI pour les EFS

Depuis 2004 l'Anses poursuit une activité d'expertise visant à produire des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées sur des critères sanitaires.

Comme indiqué au paragraphe 2.3.2 B), les VGAI ont été définies comme des concentrations dans l'air d'une substance chimique en dessous desquelles aucun effet sanitaire ou aucune nuisance ayant un retentissement sur la santé n'est attendu pour la population générale, en l'état des connaissances actuelles. Elles visent à préserver la population de tout effet néfaste lié à l'exposition aérienne à cette substance. Cette définition est directement applicable aux valeurs guides construites pour protéger d'effets à seuil de dose. Dans le cas d'effets sans seuil de dose identifiés, les VGAI sont exprimées sous la forme de concentrations correspondant à des probabilités de survenue d'un effet morbide ou d'une pathologie (ANSES 2016). La démarche décrite dans le guide méthodologique (ANSES 2016) est illustrée dans la Figure 13.

Figure 13 : Démarche d'élaboration d'une VGAI (ANSES 2016)



Considérant :

- l'absence de VGAI produite par l'Organisation mondiale pour la santé (OMS) qui soit spécifique à la qualité de l'air ambiant des EFS, ainsi que l'absence de VTR (voir chapitre 2.3.1),
- la mise à jour du corpus d'études épidémiologiques et toxicologiques qui ne met pas en évidence d'effets néfastes à très court terme sur la santé respiratoire et cardiovasculaire, de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ni de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ; et ce bien qu'il suggère la possibilité d'effets sur la fonction cardiaque autonome, sur l'inflammation et le stress oxydant systémiques, et sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques (voir chapitres 3 et 4), le GT conclut qu'il n'apparaît pas pertinent et faisable d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS sur des critères sanitaires et suivant la méthode d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur (ANSES 2016).

En conséquence, et considérant par ailleurs les pas de temps (24h, 1 an) ou référentiels (ex : indice de qualité de l'air extérieur) inappropriés dans la construction des quelques indices de gestion de la qualité de l'air des EFS identifiés à l'international (voir 2.3.1), le GT propose d'expertiser les valeurs de qualité de l'air des EFS recommandées par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF 2001) en vue de leur mise à jour et de recommandation.

6 Valeurs spécifiques aux EFS recommandées par le CSHPF en 2001

6.1 Objectif et méthode d'élaboration des valeurs

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a recommandé dans un avis datant du 3 mai 2001, des valeurs guides de la qualité de l'air en PM10 dans les enceintes ferroviaires souterraines destinées aux usagers des transports. En effet, le CSHPF a jugé « *qu'il est possible et souhaitable de déterminer, dans les enceintes ferroviaires souterraines, des valeurs de référence de qualité de l'air qui permettent de guider l'action des exploitants, dans le but d'assurer la protection de la santé de l'ensemble des usagers, y compris des plus sensibles d'entre eux* ».

Ces valeurs portent sur « *les teneurs massiques de PM10 mesurées par méthode gravimétrique ou par toute autre méthode équivalente afin d'apprécier les concentrations de PM10 auxquelles sont exposés les usagers, tant au cours de leurs trajets que de leurs passages dans les couloirs et sur les quais. [...] Elles sont exprimées sur un pas de temps horaire, tout en s'appuyant sur la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE. [...] La démarche de construction des valeurs est basée sur la notion d'exposition cumulée des usagers qui pondère les teneurs atmosphériques particulières subies dans les différents environnements fréquentés, par le temps passé dans ces environnements au cours d'une journée. [...] Les expositions professionnelles n'entrent pas dans le champ d'application de ces valeurs.* »

Pour construire ces valeurs, le CSHPF a notamment considéré :

« - que le citoyen ne doit pas être exposé à une concentration de PM10 moyennée sur la journée, supérieure à la valeur limite journalière fixée dans l'air ambiant par la directive européenne 1999/30/CE ;

- que le séjour de l'utilisateur dans les enceintes ferroviaires souterraines ne doit pas occasionner pour lui, une surexposition susceptible d'entraîner un dépassement de la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE, même les jours où les concentrations particulières sont élevées dans l'air extérieur ; »

En conséquence, le CHSPF a évalué la contribution maximale de ces enceintes souterraines à l'exposition personnelle qui soit tolérable, par référence à la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE, en envisageant différents scénarios selon les estimations du temps de fréquentation de l'utilisateur dans ces enceintes et en l'appliquant à la situation francilienne.

Les modalités de calcul des valeurs étaient les suivantes :

« *L'exposition atmosphérique aux PM10 d'un individu qui passe un temps T dans un environnement caractérisé par une teneur ambiante C de PM10 se définit par le produit (C X T).*

Son exposition atmosphérique E cumulée sur la journée correspond à la somme des expositions qu'il subit dans les différents environnements N qu'il fréquente.

$$E_{\text{jour}} = E_{\text{env1}} + E_{\text{env2}} + \dots + E_{\text{envN}}$$

En individualisant les enceintes ferroviaires souterraines (sout) au sein des autres environnements fréquentés par le citoyen, environnements dont les teneurs particulières sont assimilées à celles issues des stations de mesure de la pollution urbaine de fond (ext), il vient :

$$E_{\text{jour}} = E_{\text{sout}} + E_{\text{ext}}$$

$$E_{\text{jour}} = (C_{\text{sout}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{ext}} \times T_{\text{ext}})$$

$$\text{avec } T_{\text{sout}} + T_{\text{ext}} = 24 \text{ heures}$$

Si l'on considère qu'au cours de sa journée, le citoyen ne doit pas être exposé globalement à une teneur moyenne qui excède la valeur limite journalière C_{Lim} de la directive européenne, son exposition atmosphérique E cumulée sur 24 heures doit rester inférieure à la valeur ($C_{Lim} \times 24$). On a donc :

$$E_{\text{jour}} < C_{Lim} \times 24.$$

Cette valeur C_{Lim} doit être respectée, y compris les jours où les concentrations extérieures particulières sont élevées. Sachant que la directive européenne autorise pour la période 2000 – 2005, 35 dépassements par an de la valeur C_{Lim} , soit environ 10% des jours de l'année, la valeur ambiante C_{ext} choisie correspondra au percentile 90 ($P90_{ext}$) de la distribution des teneurs ambiantes journalières de PM_{10} , [moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières de PM_{10} issues des stations urbaines de fond du réseau francilien de surveillance de la qualité de l'air (AIRPARIF)].

La valeur C_{sout} à préconiser dans les enceintes ferroviaires souterraines doit alors satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{sout} \times T_{sout}) + [P90_{ext} \times (24 - T_{sout})] < C_{Lim} \times 24$$

Pour fixer différentes estimations du temps de fréquentation de l'utilisateur dans ces enceintes T_{sout} , le CSHPF a considéré « la configuration du réseau ferré parisien ainsi que les résultats de l'Enquête Globale des Transports (EGT) et de l'enquête relative au trafic journalier du réseau ferré (TJRF) conduite par la RATP en 1997, d'où il ressortait que certains usagers peuvent passer plus de deux heures par jour dans le réseau ferré souterrain francilien ». Le CSHPF estimait que, « compte tenu des connaissances et des données disponibles, le choix d'une durée de deux heures correspondait au percentile 90 des temps cumulés de déplacement aux heures de pointe du matin et du soir sur le réseau ferré francilien (parcours souterrains et aériens confondus) ».

6.2 Rappel des valeurs

Le Tableau 15 rappelle les valeurs calculées par le CSHPF, pour l'année 2001 et l'année 2005, pour quatre scénarios correspondant à quatre durées quotidiennes de fréquentation des enceintes ferroviaires souterraines (durées de 1 heure 30, 1 heure 45, 2 heures et 2 heures 15).

Tableau 15 : Valeurs de référence de qualité de l'air en PM_{10} recommandées par le CSHPF (CSHPF 2001)

	2001	2005
	$C_{Lim} = 50 + 40 \%$, soit $70 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$C_{Lim} = 50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
	$P90_{ext} = 33 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$P90_{ext}^* = 23 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
$T_{sout} = 1 \text{ heure } 30$	$C_{sout} < 625 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$C_{sout} < 455 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
$T_{sout} = 1 \text{ heure } 45$	$C_{sout} < 540 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$C_{sout} < 393 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
$T_{sout} = 2 \text{ heures}$	$C_{sout} < 477 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$C_{sout} < 347 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
$T_{sout} = 2 \text{ heures } 15$	$C_{sout} < 428 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	$C_{sout} < 311 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

* estimation adoptée par le groupe de travail 'Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines' à partir des prévisions d'Airparif

Le CHSPF soulignait que « *les valeurs résultant de ce mode de calcul étaient susceptibles d'être reconsidérées à la lumière de nouvelles données sur la toxicité des particules, sur les niveaux d'exposition des citoyens, à l'extérieur et dans d'autres micro-environnements, ainsi que sur les durées de trajet dans les enceintes ferroviaires souterraines* ». Il précisait en outre que « *cette démarche est transposable aux enceintes ferroviaires souterraines autres que franciliennes en prenant en compte les particularités de celles-ci* ».

7 Mise à jour des valeurs recommandées par le CSHPF

7.1 Objectifs et méthodes

7.1.1 Objectifs

Considérant :

- la pertinence de la méthode de construction des valeurs de qualité de l'air des EFS recommandées par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France dans son avis de 2001 (voir chapitre 6)
- la variation temporelle des concentrations de PM10 dans l'air ambiant extérieur depuis les années 2001 et 2005 utilisées pour le calcul des valeurs recommandées par le CSHPF (CGDD 2021) ;
- la variation spatiale des concentrations de PM10 dans l'air ambiant extérieur entre les différentes agglomérations urbaines disposant d'un réseau EFS en France et le réseau francilien utilisé pour le calcul des valeurs recommandées par le CSHPF (CGDD 2021) ;
- la production depuis 2001 de données d'exposition aux PM10 et PM2,5 pour des micro-environnements d'intérêt non inclus dans le calcul des valeurs, en particulier le logement où la population française est exposée durant environ 70 % de la journée en moyenne (OQAI/INVS 2010)(OQAI/InVS, 2010) et l'environnement professionnel ;
- les valeurs guides journalières de la qualité de l'air ambiant extérieur recommandées par l'OMS en 2021 pour les PM10 et les PM2,5, plus protectrices pour la santé humaine que la valeur limite journalière réglementaire qui avait été la seule considérée par le CSHPF en 2001 pour les PM10 ;

le GT et le CES proposent de mettre à jour les valeurs recommandées en 2001 par le CSHPF selon une méthode de calcul analogue et en incluant un certain nombre de développements décrits au chapitre 7.1.2 suivant.

Ainsi, dans une démarche pragmatique, le GT et le CES considèrent opportun de recommander des outils d'aide à la gestion de la qualité de l'air au sein des EFS. Ces outils, tels que présentés dans ce qui suit, prennent la forme d'indicateurs. Ainsi, la recommandation de ces indicateurs vise à renforcer le dispositif de surveillance dans le cadre du plan d'actions mis en œuvre depuis 2013 par le gouvernement pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Ce plan prévoit notamment l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les EFS. La recommandation vise également à renforcer la définition d'un protocole de surveillance avec l'expérimentation du protocole dans différentes stations du territoire.

Les outils proposés par le GT et le CES sont les suivants :

- Une concentration en PM10 dans l'air des EFS qui correspond à une contribution maximale de ces enceintes souterraines à une exposition personnelle permettant de respecter la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE, notée $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ (cf chapitre 7.1.2.1);
- Une concentration en PM10 dans l'air des EFS qui correspond à une contribution maximale de ces enceintes souterraines à une exposition personnelle permettant de respecter la valeur guide journalière de qualité de l'air ambiant de l'OMS, notée $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ (cf chapitre 7.1.2.2.1).

- Une concentration en PM_{2,5} dans l'air ambiant des EFS (cf chapitre 7.1.2.2.2) qui correspond à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) entre :
 - o la valeur correspondant à une contribution maximale de ces enceintes souterraines à une exposition personnelle qui permette de respecter une valeur cible intermédiaire journalière de qualité de l'air ambiant de l'OMS, notée $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$,
 - o et la valeur correspondant au produit de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS : PM_{2,5} / PM₁₀, notée $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$.

Les valeurs de $C_{\text{sout_Lim}}$ et $C_{\text{sout_OMS}}$ retenues ont vocation à être applicables sur l'ensemble des réseaux d'EFS présents sur le territoire national.

7.1.2 Méthodes

7.1.2.1 Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM₁₀ à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM₁₀ de l'air ambiant ($C_{\text{sout_Lim_PM10}}$)

La méthode de calcul de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ suit le même principe que celle utilisée par le CSHPF (cf chapitre 6.1) avec les évolutions suivantes :

- ajout des micro-environnements « logement » et « travail » (« travail en bureau » et « travail en extérieur ») et suppression du seul micro-environnement « extérieur »
- modification des scénarios des durées quotidiennes de fréquentation des EFS par les usagers des transports publics ferroviaires :
 - o ajout de deux scénarios correspondant à des durées quotidiennes de fréquentation des EFS par les usagers des transports publics ferroviaires de 30 minutes par jour et de 1 heure par jour, durées choisies en se basant sur les données collectées (DGPR 2021, Keolis Rennes 2021, RATP 2021, Tisseo 2021),
 - o suppression des scénarios proposés par le CSHPF correspondant à des durées de 1 heure 45 par jour et 2 heures 15 par jour,
 - o en retenant donc *in fine* 4 scénarios de : 30 minutes par jour, 1 heure par jour, 1 heure 30 par jour et 2 heures par jour,
 - o et analyse de sensibilité avec un scénario de durée de fréquentation des EFS de 8 heures par jour pour les travailleurs y exerçant leur activité professionnelle,
- calcul de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ pour chacune des durées quotidiennes de fréquentation des EFS, correspondant à la valeur la plus protectrice pour la santé (c'est-à-dire la plus faible) à partir des valeurs candidates calculées pour un scénario d'exposition cumulée d'usager de transport en EFS travaillant en bureau et pour un scénario d'exposition cumulée d'usager de transport en EFS travaillant en extérieur. Le premier scénario porte sur une population qui représente *a priori* une part importante des usagers fréquentant les EFS aux heures de pointe. Le second scénario porte sur une population dont l'exposition cumulée journalière est fortement influencée par les niveaux de pollution extérieure sur lesquels se fondent la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE et la valeur guide de qualité de l'air ambiant de l'OMS. Sur la base de ces calculs, la valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ obtenue est applicable sur l'ensemble des réseaux en France, par précaution et par équité entre les différents réseaux.

La valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ doit satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{\text{sout_Lim_PM10}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{travail_PM10}} \times T_{\text{travail}}) + (C_{\text{log_PM10}} \times T_{\text{log}}) < C_{\text{lim_PM10}} \times 24$$

où :

$C_{\text{sout_Lim_PM10}}$: concentration dans l'air des EFS établie à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM10 de l'air ambiant $C_{\text{lim_PM10}}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

T_{sout} : durée maximale journalière en EFS (h/j). En fonction du scénario, elle est fixée à 30 minutes, 1 heure, 1 heure 30 ou 2 heures. Ces quatre scénarios visent à fournir quatre repères différents pour le calcul de la $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ considérant l'étendue des durées possibles de fréquentation des usagers de transport public ferroviaire d'après les données disponibles sur les réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP et SNCF), de Toulouse et de Rennes (DGPR 2021, Keolis Rennes 2021, RATP 2021, Tisseo 2021). En pratique, il est recommandé de considérer la valeur T_{sout} qui est la plus proche des durées maximales de fréquentation cumulées sur une journée par usager dans le réseau. Par exemple, pour l'Ile-de-France, il est recommandé de retenir $T_{\text{sout}} = 2$ heures sachant que la durée estimée d'un déplacement en EFS est supérieure à 50 minutes dans moins de 1% des déplacements et qu'un usager effectue deux déplacements par jour ouvrable travaillé de semaine (RATP 2021). Une analyse de sensibilité a été réalisée en fixant T_{sout} à 8 heures par jour considérant les données de l'enquête Anses auprès des régies de transport ferroviaire souterrain qui rapporte des durées de travail en EFS variant de 1h/j à 8h/j en fonction des métiers (ANSES 2015).

$C_{\text{travail_PM10}}$: concentration dans le milieu professionnel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette concentration est estimée pour deux scénarios : le travail en extérieur et le travail en bureau, puis la concentration la plus forte (c'est-à-dire entraînant une valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ la plus protectrice pour la santé) est retenue pour la suite de la démarche. Pour le travail en extérieur, la concentration correspond au percentile 90 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée²²], considérant que la directive européenne 2008/50/CE autorise 35 dépassements par an de la valeur journalière $C_{\text{lim_PM10}}$, soit environ 10 % des jours de l'année. $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ est tout d'abord calculée sur chacun des 7 réseaux d'EFS en France (agglomérations urbaines en Ile-de-France, Lyon, Marseille, Lille, Toulouse, Rennes et Rouen) et pour chacune des 3 dernières années disposant de données validées de concentration dans l'air ambiant extérieur (2016, 2017 et 2018). La valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ la plus faible (c'est-à-dire la plus protectrice pour la santé) est ensuite retenue pour ce scénario de travail en extérieur. Pour le travail en bureau, la concentration ($7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été calculée à partir de la médiane des concentrations $\text{PM}_{2,5}$ mesurées pendant une semaine d'enquête (4,5 jours en continu dans l'espace de travail) entre septembre 2018 et juin 2019, essentiellement en période chauffée²³, dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine (CSTB 2020), multiplié par le ratio des médianes des concentrations $\text{PM}_{10} : \text{PM}_{2,5}$ mesurées sur un échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020) ($\text{PM}_{10} : \text{PM}_{2,5} = 1,6$), soit $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette approche a été retenue en l'absence de mesures en PM_{10} dans les bureaux. La période chauffée a également été retenue pour le scénario de travail en bureau afin d'être cohérent avec le scénario de travail en extérieur et avec le percentile 90 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur qui est associé à la valeur $C_{\text{lim_PM10}}$. En effet, la période chauffée correspond aux saisons où sont observées les concentrations ambiantes extérieures les plus fortes. Les données de cette campagne de mesures dans les bureaux (CSTB 2020) ont été retenues en l'absence de données plus représentatives des 7 agglomérations où sont situés les réseaux d'EFS.

T_{travail} : durée moyenne d'une journée de travail (h/j) obtenue à partir des données de l'enquête Emploi INSEE de 2019 (INSEE 2020), soit 7,6 h/j. Cette durée est calculée à partir de la moyenne des durées moyennes d'une journée de travail pour les salariés à temps complets, les salariés à temps partiels et les non-salariés, pondérée par les effectifs des trois catégories de travailleurs.

²² Liste des stations de surveillance de la qualité de l'air ambiant extérieur en annexe 4

²³ Parmi les 30 immeubles, 25 ont répondu que le chauffage était en fonctionnement pendant la semaine de mesure, 4 qu'il n'était pas en fonctionnement et 1 questionnaire n'a pas été remis.

C_{\log_PM10} : concentration dans le logement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspondant à la médiane (P50) des concentrations mesurées dans le séjour de 17 h à 8 h les jours de semaine et 24 h /24 le week-end pendant la semaine d'enquête sur la période 2003-2005 et sur un échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020), soit $27,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=133$). La période chauffée a été retenue afin d'être cohérent avec les périodes en saisons froides sur lesquelles les concentrations fortes extérieures (percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée – P90 ext) ont été observées, en cohérence aussi donc avec $C_{\text{lim_PM10}}$ et avec $C_{\text{travail_PM10}}$. Les effectifs de cette campagne de mesures, bien que larges, restent insuffisants pour stratifier la concentration dans le logement par agglomération. Une première analyse de sensibilité a été réalisée avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration ($F_{\text{ext}/\text{logement}}^{24}$) pour évaluer la concentration dans le logement, soit $C_{\log} = F_{\text{ext}/\text{logement}} \times P90_{\text{ext}}$, où $F_{\text{ext}/\text{logement}} = 0,45$ ($n=19$) correspondant au P50 de la distribution des facteurs d'infiltration collectés dans la littérature à l'international (CSTB 2018). En comparaison à l'utilisation de la médiane des concentrations dans le logement, C_{\log} calculée à partir du facteur d'infiltration a l'avantage d'être par nature corrélée à la concentration extérieure, elle-même comparable à la valeur limite de la directive 2008/50/CE ($C_{\text{lim_PM10}}$). Elle a cependant l'inconvénient de ne pas tenir compte des sources intérieures de pollution du logement et de traiter ainsi le micro-environnement « logement » de manière hétérogène par rapport à celui de l'EFS. En outre, les données sur $F_{\text{ext}/\text{logement}}$ ne sont pas spécifiques à la France et sont basées sur un nombre beaucoup plus faible d'observations. L'utilisation du ratio $C_{\log} / C_{\text{ext}}$ a été exclue compte tenu de la faible corrélation observée entre C_{\log} et C_{ext} qui ne révèle pas de relation linéaire significative entre les concentrations atmosphériques intérieures et extérieures (OQAI/INERIS 2010). Une troisième analyse de sensibilité a été réalisée en n'incluant pas le micro-environnement « logement » (comme dans la méthode du CSHPF). Ces analyses de sensibilité ont été réalisées uniquement sur l'Île-de-France pour une valeur T_{sout} de 2h/j compte tenu des données sur la durée de fréquentation des EFS disponibles pour cette agglomération et de la représentativité nationale de cette agglomération. L'Île-de-France représente en effet la très large majorité des usagers de transport public dans les EFS à l'échelle du territoire national.

T_{\log} : durée dans le logement (h/j) correspondant à la durée restante sur une journée, soit $T_{\log} = 24 - T_{\text{sout}} - T_{\text{travail}}$, soit 14,4 h/j pour $T_{\text{sout}} = 2\text{h}$, 14,9 h/j pour $T_{\text{sout}} = 1\text{h}30$, 15,4 h/j pour $T_{\text{sout}} = 1\text{h}$ et 15,9 h/j pour $T_{\text{sout}} = 30 \text{ min/j}$. Ces valeurs de T_{\log} déduites de l'équation utilisée sont cohérentes avec la moyenne observée du temps passé dans le logement en France par la population exerçant une profession, soit 15,18 h/j (OQAI/INvs 2010).

7.1.2.2 Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$ à partir de la valeur guide journalière de l'OMS ($C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$)

La méthode de calcul de la $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ suit le même principe que celle utilisée pour la $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ (paragraphe précédent 7.1.2.1) en considérant les valeurs guides de l'OMS à la place de la valeur limite de la directive européenne 2008/50/CE, et permet ainsi l'extension de l'application aux $PM_{2,5}$ en plus des PM_{10} pour calculer $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$.

²⁴ Le facteur d'infiltration $F_{\text{ext}/\text{logement}}$ est un ratio de concentration int/ext déterminé exclusivement en l'absence de toute source intérieure. Il représente la fraction de concentration extérieure qui pénètre à l'intérieur et qui reste en suspension dans l'air. Il dépend du facteur de pénétration p , du taux de renouvellement d'air et du coefficient de dépôt/sorption sur les surfaces ou par filtration. Il est normalement inférieur ou égal à 1 (CSTB, 2018).

7.1.2.2.1 $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$

La valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ dans les enceintes ferroviaires souterraines doit ainsi satisfaire à l'équation suivante :

$$(C_{\text{sout_OMS_PM10}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{travail_PM10}} \times T_{\text{travail}}) + (C_{\text{log_PM10}} \times T_{\text{log}}) < C_{\text{OMS_PM10}} \times 24$$

où :

$C_{\text{sout_OMS_PM10}}$: concentration dans l'air des EFS établie à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM10 de l'air ambiant $C_{\text{OMS_PM10}}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

T_{sout} , T_{travail} et T_{log} sont identiques aux éléments décrits au paragraphe précédent 7.1.2.1.

$C_{\text{travail_PM10}}$ est identique aux éléments décrits au paragraphe précédent 7.1.2.1, à l'exception du scénario de travail en extérieur, où la concentration correspond au percentile 99,2 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 99,2 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération], puisque la valeur guide de l'OMS $C_{\text{OMS_PM10}}$ autorise environ 3 dépassements par an, soit environ 0,8 % des jours de l'année.

$C_{\text{log_PM10}}$ est identique aux éléments décrits au paragraphe précédent 7.1.2.1, à l'exception de l'analyse de sensibilité avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration ($F_{\text{ext/logement}}$) où $C_{\text{log}} = F_{\text{ext/logement}} \times P99,2_{\text{ext}}$ ($P99,2_{\text{ext}}$: moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée).

7.1.2.2.2 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$

L'approche retenue pour déterminer la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ dans les enceintes ferroviaires souterraines correspond à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) obtenue entre les deux approches développées ci-dessous :

- la valeur $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ correspondant à une contribution maximale de ces enceintes souterraines à une exposition personnelle qui permette de respecter une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS pour les PM_{2,5} de l'air ambiant,
- et la valeur $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ correspondant au produit de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et du ratio moyen des concentrations PM_{2,5} : PM₁₀ mesurées en EFS.

 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$

Pour les PM_{2,5}, afin d'éviter des valeurs de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ non applicables avec la méthode de calcul décrite pour $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$, c'est-à-dire des valeurs inférieures à la concentration dans l'air ambiant extérieur ($P99,2_{\text{ext}}$) et même négatives (car les concentrations PM_{2,5} mesurées dans les micro-environnements « travail en extérieur » et « logement » dépassent déjà la valeur guide OMS en PM_{2,5}), la valeur guide de l'OMS $C_{\text{OMS_PM2,5}}$ a été remplacée dans l'équation par la valeur cible intermédiaire de l'OMS $C_{\text{OMS-IT-x_PM2,5}}$ moins contraignante. La valeur $C_{\text{OMS-IT-x_PM2,5}}$ la plus ambitieuse (soit $C_{\text{OMS-IT-4_PM2,5}}$, sinon $C_{\text{OMS-IT-3_PM2,5}}$, sinon $C_{\text{OMS-IT-2_PM2,5}}$, sinon $C_{\text{OMS-IT-1_PM2,5}}$) et pour laquelle il est possible d'obtenir une valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ applicable (c'est-à-dire supérieure à $P99,2_{\text{ext}}$) sur les réseaux d'EFS présents en France, a alors été retenue pour le calcul de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$:

$$(C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}} \times T_{\text{sout}}) + (C_{\text{travail_PM2,5}} \times T_{\text{travail}}) + (C_{\text{log_PM2,5}} \times T_{\text{log}}) < C_{\text{OMS-IT-x_PM2,5}} \times 24$$

où :

T_{sout} , T_{travail} et T_{log} sont identiques aux éléments décrits au paragraphe précédent 7.1.2.1.

$C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$: concentration dans l'air des EFS établie à partir d'une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS pour les PM₁₀ de l'air ambiant $C_{\text{OMS-IT-x_PM2,5}}$ (µg/m³)

$C_{\text{travail_PM2,5}}$ est identique aux éléments décrits aux paragraphes précédents 7.1.2.1 et 7.1.2.2.1 pour $C_{\text{travail_PM10}}$ à l'exception du scénario de travail en extérieur, où là il ne s'agit pas de la valeur guide de l'OMS mais de la valeur cible intermédiaire de l'OMS $C_{\text{OMS-IT-x}}$ qui autorise également environ 3 dépassements par an, soit environ 0,8 % des jours de l'année. Pour le travail en bureau, la concentration a été calculée à partir de la médiane des concentrations PM_{2,5} mesurées pendant une semaine d'enquête (4,5 jours en continu dans l'espace de travail) entre septembre 2018 et juin 2019, essentiellement en période chauffée²⁵, dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine (7,9 µg/m³) (CSTB 2020).

$C_{\text{log_PM2,5}}$ est identique aux éléments décrits aux paragraphes précédents 7.1.2.1 et 7.1.2.2.1 pour $C_{\text{log_PM10}}$ à l'exception de la concentration médiane (P50) des concentrations mesurées dans le séjour de l'échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs dans le logement, et en période chauffée (CSTB/OQAI 2006, 2020) qui est de 16,8 µg/m³ (n=131). Pour l'analyse de sensibilité réalisée avec l'utilisation alternative d'un facteur d'infiltration ($F_{\text{ext/logement}}$ ²⁶), $F_{\text{ext/logement}} = 0,61$ (n=132) correspondant au P50 de la distribution des facteurs d'infiltration collectés dans la littérature à l'international (CSTB 2018).

$C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$

Une concentration $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ pour les PM_{2,5} dans l'air des EFS, cohérente avec celle recommandée pour les PM₁₀ ($C_{\text{sout_OMS_PM10}}$), est également élaborée pour chaque réseau d'EFS. Cette valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ correspond au produit de la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ pour chaque réseau d'EFS et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM_{2,5} : PM₁₀ :

$$C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}} = C_{\text{sout_OMS_PM10}} \times C_{\text{PM2,5 EFS}} : C_{\text{PM10 EFS}}$$

où :

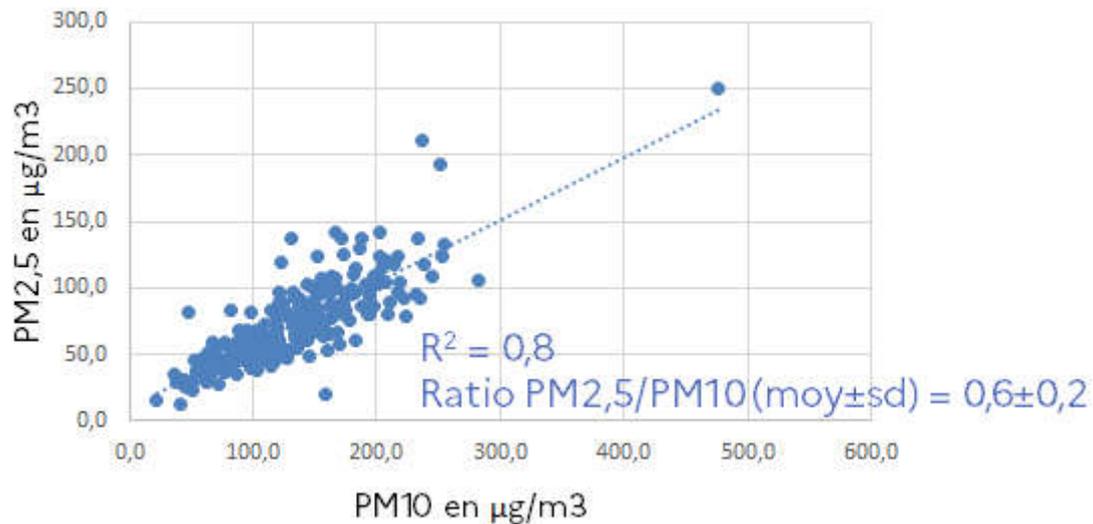
$C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$: concentration dans l'air des EFS correspondant au produit de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS $C_{\text{PM2,5 EFS}} : C_{\text{PM10 EFS}}$ (µg/m³)

$C_{\text{sout_OMS_PM10}}$: concentration dans l'air des EFS établie pour les PM₁₀ à partir de la valeur guide journalière de l'OMS ($C_{\text{OMS_PM10}}$) (µg/m³) (cf paragraphe 7.1.2.2.1)

$C_{\text{PM2,5 EFS}} : C_{\text{PM10 EFS}}$: ratio moyen de la concentration d'exposition en PM_{2,5} sur celle en PM₁₀ calculé à partir des données de l'étude d'exposition de salariés RATP pour quatre métiers exercés dans les EFS (n = 266) : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (RATP 2010a, 2013a), soit $C_{\text{PM2,5 EFS}} : C_{\text{PM10 EFS}} = 0,6$ (cf Figure 14).

²⁵ Parmi les 30 immeubles, 25 ont répondu que le chauffage était en fonctionnement pendant la semaine de mesure, 4 qu'il n'était pas en fonctionnement et 1 questionnaire n'a pas été remis.

²⁶ Le facteur d'infiltration $F_{\text{ext/logement}}$ est un ratio de concentration int/ext déterminé exclusivement en l'absence de toute source intérieure. Il représente la fraction de concentration extérieure qui pénètre à l'intérieur et qui reste en suspension dans l'air. Il dépend du facteur de pénétration p , du taux de renouvellement d'air et du coefficient de dépôt/sorption sur les surfaces ou par filtration. Il est normalement inférieur ou égal à 1 (CSTB 2018).



R^2 : coefficient de détermination de la droite de régression linéaire simple

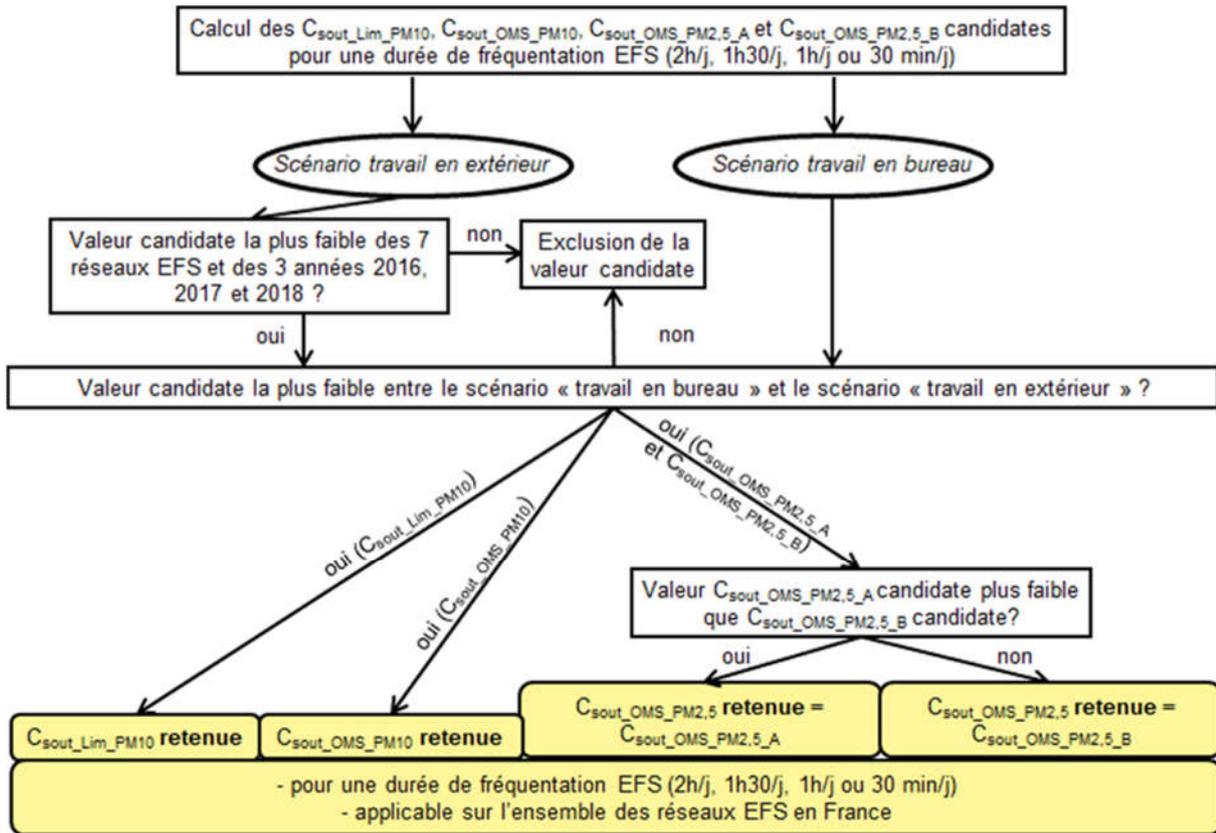
Figure 14 : Concentrations d'exposition PM2,5 vs PM10 issues de l'étude d'exposition de salariés RATP pour quatre métiers exercés dans les EFS (n = 266) : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle (traitement Anses des données issues de (RATP 2010a, 2013a))

$C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$

La concentration en EFS établie pour les PM_{2,5} finalement retenue $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ correspond à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) parmi les valeurs candidates $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ calculées sur chacun des 7 réseaux d'EFS en France, à appliquer sur l'ensemble de ces réseaux.

7.1.2.3 Synthèse de la démarche

La démarche précédemment décrite est synthétisée dans la Figure 15.



$C_{sout_Lim_PM10}$: concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM_{10} de l'air ambiant

$C_{sout_OMS_PM10}$: concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM_{10} de l'air ambiant

$C_{sout_OMS_PM2.5_A}$: concentration en $PM_{2.5}$ dans l'air des EFS calculée à partir d'une valeur cible intermédiaire journalière de l'OMS pour les $PM_{2.5}$ de l'air ambiant

$C_{sout_OMS_PM2.5_B}$: concentration en $PM_{2.5}$ dans l'air des EFS calculée à partir du produit de $C_{sout_OMS_PM10}$ et du ratio moyen des concentrations $PM_{2.5} : PM_{10}$ mesurées en EFS

$C_{sout_OMS_PM2.5}$: concentration en $PM_{2.5}$ dans l'air des EFS établie à partir de la valeur la plus faible entre celle de $C_{sout_OMS_PM2.5_A}$ et celle de $C_{sout_OMS_PM2.5_B}$

Figure 15 : Démarche de construction des concentrations recommandées dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines

7.2 Résultats

7.2.1 Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM10 à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM10 de l'air ambiant ($C_{\text{sout_Lim_PM10}}$)

Les concentrations $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ sont obtenues à partir des étapes de calcul présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.1.

Ainsi, la concentration $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ finalement proposée, à appliquer sur l'ensemble des réseaux, et correspondant par précaution et par équité entre les différents réseaux à la concentration candidate $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ la plus faible obtenue, est de :

- 256 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 332 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 330 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 484 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 480 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 940 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

Les analyses de sensibilité sur le micro-environnement « logement » (C log et T log) et sur la durée de fréquentation des EFS (T sout) sont également présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.1.

En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{\text{ext/logement}}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ obtenue sur l'Ile-de-France est élevée (360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée journalière de fréquentation des EFS de 2h), ce qui est cohérent avec le fait que $F_{\text{ext/logement}}$ ne prend pas en compte les sources de pollution internes au logement. A l'inverse, l'exclusion du micro-environnement « logement » dans le calcul de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$, qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, induit une valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ inférieure par rapport à l'utilisation de la concentration médiane mesurée dans les logements en France (225 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ceci est dû au fait que le 90^{ème} percentile des concentrations dans l'air extérieur en Ile-de-France est supérieur à la concentration médiane dans les logements en France.

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – Tsout – Tlog), la valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ est inférieure (94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de $C_{\text{sout_Lim_PM10}}$ obtenue est identique entre les agglomérations (94-95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ceci est dû à l'influence négligeable, avec ce scénario, de l'air ambiant extérieur dont la concentration varie entre les agglomérations mais dont la durée de fréquentation est réduite à 0,82 h/j.

7.2.2 Concentrations dans l'air des EFS établies pour les PM₁₀ et PM_{2,5} à partir de la valeur guide journalière de l'OMS ($C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$)

7.2.2.1 $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$

Les concentrations $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ dans les EFS sont obtenues à partir des étapes de calcul présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.1.

Ainsi, la concentration $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ finalement proposée, à appliquer sur l'ensemble des réseaux, et correspondant par précaution et par équité entre les différents réseaux à la concentration candidate $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ la plus faible obtenue, est de :

- **82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j**
- **100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j**
- **137 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j**
- **246 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j**

Les analyses de sensibilité sur le micro-environnement « logement » (C log et T log) et sur la durée de fréquentation des EFS (T sout) sont également présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.1.

Les analyses de sensibilité sur le micro-environnement « logement » se sont avérées inapplicables. En effet, les concentrations $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ obtenues avec l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{\text{ext/logement}}$ ou en excluant le micro-environnement « logement » (même méthode que celle du CSHPF) sont inférieures à la concentration de fond en PM₁₀ dans l'air ambiant extérieur.

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – Tsout – Tlog), la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ obtenue est légèrement inférieure (76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ obtenue est similaire entre les agglomérations (75-79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

7.2.2.2 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$

7.2.2.2.1 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$

Les concentrations dans les EFS $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ correspondent à une contribution maximale de ces EFS à une exposition personnelle qui permette de respecter une valeur cible intermédiaire journalière de qualité de l'air ambiant de l'OMS. Elles sont obtenues à partir des étapes de calcul présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.2. La valeur cible intermédiaire de l'OMS la plus ambitieuse et pour laquelle il est possible d'obtenir une valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ applicable (c'est-à-dire supérieure à la concentration dans l'air ambiant extérieur P99,2 ext) sur les réseaux d'EFS présents en France est la valeur cible intermédiaire $C_{\text{OMS-IT-3}}$ (soit 37,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 24h).

La concentration $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ ainsi retenue est donc la valeur la plus faible obtenue sur les différents réseaux, soit :

- 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 153 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 288 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

Les analyses de sensibilité sur le micro-environnement « logement » (C log et T log) et sur la durée de fréquentation des EFS (T sout) sont également présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.2.

Les analyses de sensibilité sur le micro-environnement « logement » se sont avérées inapplicables. En effet, les concentrations $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ obtenues avec l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{\text{ext/logement}}$ ou en excluant le micro-environnement « logement » (même méthode que celle du CSHPF) sont inférieures à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur.

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – Tsout – Tlog), la concentration $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ est inférieure (75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ obtenue est similaire entre les agglomérations (73-77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

7.2.2.2.2 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$

Les concentrations dans les EFS $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ correspondent au produit de la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ (cf chapitre 7.1.2.1) et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM2,5 / PM10 (cf chapitre 7.1.2.2.2, Figure 14). Elles sont obtenues à partir des étapes de calcul présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.2.

La concentration $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ ainsi retenue est donc :

- 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 138 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

Pour rappel, les concentrations $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenues sont par la suite comparées aux $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ pour déterminer finalement les $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ recommandées.

7.2.2.2.3 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$

Les concentrations en PM2,5 dans les EFS $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ sont obtenues à partir des étapes de calcul présentées en Annexe 6 suivant la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.2. Elles correspondent à la valeur la plus ambitieuse (c'est-à-dire la plus faible) parmi les $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ retenues aux chapitres 7.2.2.2.1 et 7.2.2.2.2 précédant.

Ainsi, la concentration $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ finalement proposée, à appliquer sur l'ensemble des réseaux, et correspondant par précaution et par équité entre les différents réseaux à la concentration candidate $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ la plus faible obtenue, est de :

- $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

7.3 Limites et incertitudes

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
Méthode générale	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de méthode réglementaire d'évaluation de la qualité de l'air dans les EFS • Approche du CSHPF, mise à jour et développée, basée sur des standards de qualité de l'air ambiant extérieur, eux-mêmes fondés en grande partie sur des études épidémiologiques dont la méthode d'évaluation de l'exposition diffère de celle utilisée ici (exposition personnelle cumulée) • C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} obtenues pour le micro-environnement EFS par cette approche nécessairement conditionnées par l'exposition dans les autres micro-environnements considérés 	<ul style="list-style-type: none"> • Données épidémiologiques et toxicologiques ne permettent pas de dériver une VGAI spécifique à la qualité de l'air des EFS • Idéalement, les valeurs C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} devraient être comparées à l'exposition personnelle aux PM10 et PM2,5 en EFS incluant donc l'exposition dans les différents espaces fréquentés (rames, quais, couloirs, etc.) (plus complexe que des mesures avec une station fixe sur le quai) • Approche optimisée par rapport à d'autres approches comparant des concentrations en EFS : <ul style="list-style-type: none"> - directement aux standards/indices de qualité de l'air ambiant extérieur (Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017) - à des indices de qualité de l'air intérieur non spécifiques des EFS et induisant là aussi une comparaison directe à des seuils correspondant aux standards/indices de qualité de l'air ambiant extérieur (Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Oh <i>et al.</i> 2012) • Approche optimisée par rapport à ces autres approches induisant des comparaisons de valeurs établies sur des pas de temps différents et incompatibles avec une fréquentation journalière des EFS (ex : valeurs établies sur 24h) (Kang 2010, Kim <i>et al.</i> 2015, Kim <i>et al.</i> 2014, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2018, Loy-Benitez <i>et al.</i> 2019, Moreno et de Miguel 2018, Moreno et M. 2017, Oh <i>et al.</i> 2012). • Approche inclut des contraintes afin d'obtenir des C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} réalistes dans le sens où les C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} ne peuvent être inférieures aux concentrations ambiantes de l'air ambiant extérieur. 	Sans objet

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
Durée de fréquentation des EFS	<ul style="list-style-type: none"> • Données disponibles uniquement sur les réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP et SNCF), de Toulouse et de Rennes. • Données disponibles sur les réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP) et de Rennes obtenues à partir de calculs avec les limites suivantes : <ul style="list-style-type: none"> - temps de parcours, de cheminement, d'attente à quai sont des temps théoriques, - chaînes et durées de déplacement basées sur une photographie avant la pandémie Covid-19, les changements de comportements de déplacements ne sont pas pris en compte. • Pas d'information détaillée disponible sur le mode de calcul des données disponibles sur les réseaux d'Ile-de-France (SNCF) et de Toulouse. • Seules les données disponibles sur le réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP) fournissent une distribution de la durée des déplacement en EFS, les données disponibles sur les autres réseaux étant un valeur moyenne de la durée des déplacements. • N'inclut pas les travailleurs exerçant dans les EFS. 	<ul style="list-style-type: none"> • T sout = durée maximale journalière en EFS (h/j). En fonction du scénario, elle est fixée à 30 minutes par jour, 1 heure par jour, 1 heure 30 par jour ou 2 heures par jour. Ces quatre scénarios visent à fournir quatre repères différents pour le calcul de C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} considérant l'étendue des durées de fréquentation possibles des usagers de transport public ferroviaire d'après les données disponibles sur les réseaux ferroviaires souterrains d'Ile-de-France (RATP et SNCF), de Toulouse et de Rennes (DGPR 2021, Keolis Rennes 2021, RATP 2021, Tisseo 2021). En pratique, il est recommandé de considérer la valeur T sout qui est la plus proche des durées maximales de fréquentation cumulées sur une journée par usager dans le réseau. Par exemple, pour l'Ile-de-France, il est recommandé de retenir T sout = 2 heures sachant que la durée estimée d'un déplacement en EFS est supérieure à 50 minutes dans moins de 1% des déplacements et qu'un usager effectue deux déplacements par jour ouvrable de semaine (RATP 2021). • Entre 1998 et 2010 les temps de trajets domicile-travail > 1h30 ont augmenté (DARES 2015). En 2010 en Ile-de-France, 10% des déplacements en métro et 20% des déplacements en train et RER avaient une durée > 1h30 (OMNIL/STIF 2015). • Les travailleurs exerçant dans les EFS ont une durée journalière de fréquentation des EFS variable de 1h/j à 8h/j selon le métier (Anses, 2015, données non montrées). En fixant T sout = 8h/j au lieu de 2h/j, la valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ retenue serait nettement abaissée de 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que celle de $C_{sout_OMS_PM10}$ retenue ne serait que très modérément abaissée de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 	En cas de fréquentation journalière des EFS supérieure à 2 heures par jour, la valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ serait inférieure. Les valeurs de $C_{sout_OMS_PM10}$ et de $C_{sout_OMS_PM2,5}$ (car établie à partir de $C_{sout_OMS_PM10}$) seraient pratiquement inchangées.

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
<p>Concentration dans le milieu professionnel</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de données disponibles sur la concentration dans le milieu professionnel des individus utilisant le transport en EFS comme mode de transport. • Deux micro-environnements ont été considérés pour estimer une concentration en milieu professionnel : le travail en bureau et le travail en extérieur. • Pour le travail en extérieur, la concentration est estimée à partir des concentrations journalières mesurées sur les stations urbaines de fond de l'agglomération considérée. • Pour le travail en bureau, la concentration est estimée à partir des concentrations mesurées dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine, et non spécifiquement dans les bureaux des agglomérations équipées de réseaux de transport en EFS. 	<ul style="list-style-type: none"> • C travail = concentration en PM10 et en PM2,5 dans le milieu professionnel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). • Pour le travail en extérieur, dans le cas de $C_{sout_Lim_PM10}$, la concentration correspond au percentile 90 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 90 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée], considérant que la directive européenne 2008/50/CE autorise 35 dépassements par an de la valeur journalière C_{lim_PM10}, soit environ 10 % des jours de l'année. Dans le cas de $C_{sout_OMS_PM10}$ et de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$, la concentration correspond au percentile 99,2 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur [moyenne des percentiles 99,2 des valeurs journalières issues des stations urbaines de fond de l'agglomération considérée], considérant que la valeur guide et la valeur cible intermédiaire de l'OMS autorisent environ 3 dépassements par an, soit environ 0,8 % des jours de l'année. • Pour le travail en bureau, la concentration a été calculée à partir de la médiane des concentrations mesurées pendant une semaine d'enquête (4,5 jours en continu dans l'espace de travail) entre septembre 2018 et juin 2019, essentiellement en période chauffée, dans 30 bâtiments volontaires de la région Nouvelle-Aquitaine (CSTB 2020). La période chauffée a été retenue afin d'être cohérent avec le scénario de travail en extérieur et avec les percentile 90 et 99,2 de la distribution des concentrations journalières ambiantes en extérieur qui sont associés à la valeur C_{lim_PM10} et aux valeurs guides OMS. En effet, la période chauffée correspond aux saisons où les concentrations ambiantes extérieures les plus fortes sont observées. Les données de cette campagne de mesures dans les bureaux (CSTB 2020) ont été retenues en l'absence de données plus représentatives des 7 agglomérations où sont situés les réseaux d'EFS. • Ces deux micro-environnements permettent de couvrir, d'une part les individus majoritairement influencés par la qualité de l'air ambiant extérieur (micro-environnement « travail en extérieur »), qui est elle-même associée aux valeurs réglementaires et valeurs guides OMS utilisées comme référence dans le calcul des C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}, d'autre part les individus largement concernés par le transport en 	<p>En cas de concentrations dans le milieu professionnel supérieures à celles estimées pour les scénarios du micro-environnement travail, les valeurs de $C_{sout_Lim_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM10}$ seraient inférieures, et <i>vice versa</i>.</p>

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
		<p>EFS pour les trajets domicile-travail (micro-environnement « travail en bureau »).</p> <ul style="list-style-type: none"> Les C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} finalement retenues sont celles obtenues à partir du micro-environnement « travail en extérieur » (car plus protectrices pour la santé). 	
Durée journalière de travail	<ul style="list-style-type: none"> Pas de données disponibles sur la durée journalière de travail des individus utilisant le transport en EFS comme mode de transport. Durée journalière de travail obtenue à partir des données nationales, en l'absence de données disponibles spécifiquement sur les agglomérations équipées de réseaux de transport en EFS. 	<ul style="list-style-type: none"> T travail = Durée moyenne d'une journée de travail (h/j) obtenue à partir des données de l'enquête Emploi INSEE de 2019 (INSEE 2020), soit 7,6 h/j. Cette durée est calculée à partir de la moyenne des durées moyennes d'une journée de travail pour les salariés à temps complets, les salariés à temps partiels et les non-salariés, pondérée par les effectifs des trois catégories de travailleurs. 	<p>En cas de durées journalières de travail en extérieur supérieures à la durée moyenne nationale d'une journée de travail, les valeurs de $C_{sout_Lim_PM10}$, $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2.5}$ seraient inférieures, et <i>vice versa</i>.</p>

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
Concentration dans le logement	<ul style="list-style-type: none"> Données anciennes. P50 des concentrations mesurées dans les logements de France métropolitaine, et non spécifiquement dans les logements des agglomérations équipées de réseaux de transport en EFS. Pas de données disponibles sur la concentration dans le logement des individus utilisant le transport en EFS comme mode de transport. 	<ul style="list-style-type: none"> Concentrations mesurées dans le séjour de 17h à 8h les jours de semaine et 24h/24 le week-end pendant la semaine d'enquête sur la période 2003-2005 et sur un échantillon représentatif de logements en France métropolitaine, sans fumeurs, et en période chauffée (n=133 pour PM10 et n=131 pour PM2,5), afin d'être cohérent avec les périodes en saisons froides sur lesquelles les concentrations fortes extérieures (concentrations P90_{ext}, P99,2_{ext}) ont été observées. Les effectifs de cette campagne de mesures, bien que larges, restent insuffisants pour stratifier la concentration dans le logement par agglomération. Pour $C_{sout_Lim_PM10}$, la méthode alternative d'utiliser le facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ entraîne une augmentation de la valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ par rapport au choix de retenir $C_{log} = P50$ des concentrations mesurées dans les logements en France, de 260 µg/m³ à 360 µg/m³ ($F_{ext/logement}$ ne prend pas en compte les sources de pollution internes au logement mais permet de corréliser C_{log} à la concentration dans l'air ambiant extérieur). Pour $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$ l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ entraîne des valeurs de $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$ non applicables car inférieures à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) et parfois négatives. Ceci est dû au percentile 99,2 des concentrations extérieures utilisé dans le calcul qui est très élevé par rapport à la valeur guide OMS (PM₁₀) et à la valeur cible intermédiaire IT-3 de l'OMS (PM_{2,5}). L'exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et leur remplacement par le micro-environnement « air extérieur » (même méthode que celle du CSHPF) induit une $C_{sout_Lim_PM10}$ inférieure, de 260 µg/m³ à 225 µg/m³. Pour $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$, cette approche n'est pas applicable compte tenu du micro-environnement « air extérieur » (percentile 99,2 des concentrations extérieures utilisé dans le calcul) qui induit une exposition déjà supérieure à la valeur guide OMS (PM₁₀) et à la valeur cible intermédiaire IT-3 de l'OMS (PM_{2,5}). 	Inconnu

	Principale source d'incertitudes/limites identifiée	Commentaire	Impact potentiel sur C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS}
Durée de fréquentation dans le logement	<ul style="list-style-type: none"> Pas de données disponibles sur la durée de fréquentation du logement des individus utilisant le transport en EFS comme mode de transport. Durée restante sur une journée, après prise en compte de la durée de fréquentation en EFS (différents scénarios fixés) et de la durée de travail (moyenne nationale) 	<ul style="list-style-type: none"> T_{log} = durée dans le logement (h/j) correspondant à la durée restante sur une journée, soit $T_{log} = 24 - T_{sout} - T_{travail}$, soit 14,4 h/j pour $T_{sout} = 2h$, 14,9 h/j pour $T_{sout} = 1h30$, 15,4 h/j pour $T_{sout} = 1h$ et 15,9 h/j pour $T_{sout} = 30 \text{ min/j}$. Ces valeurs de T_{log} sont cohérentes avec la moyenne observée du temps passé dans le logement en France par la population exerçant une profession, soit 15,18 h/j (OQAI/INVS 2010). 	Inconnu

7.4 Comparaisons succinctes de C_{sout_Lim} et C_{sout_OMS} aux concentrations mesurées dans les EFS

A titre indicatif, le Tableau 16 ci-dessous présente les pourcentages de concentrations horaires, mesurées en 2017 aux heures de pointes sur les trois stations du réseau SQUALES francilien actives à cette période, qui sont inférieures à la $C_{sout_Lim_PM10}$ et à la $C_{sout_OMS_PM10}$ proposées pour une fréquentation de 2 heures par jour pour le réseau francilien. A noter qu'il ne s'agit pas là d'une comparaison *stricto sensu* des $C_{sout_Lim_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM10}$ à l'exposition des usagers. En effet, elle ne concerne que des mesures sur le quai des stations aux heures de pointe et ne reflète pas l'exposition cumulée journalière d'un usager réalisant en moyenne deux déplacements par jour en EFS. Elles n'intègrent donc pas une exposition personnelle qui tiendrait compte de la concentration dans les autres espaces des EFS tels que les rames ou les couloirs. Par ailleurs, ces résultats ne peuvent représenter la variabilité des concentrations PM_{10} sur toutes les autres stations non couvertes par le réseau SQUALES et sur les années autres que 2017.

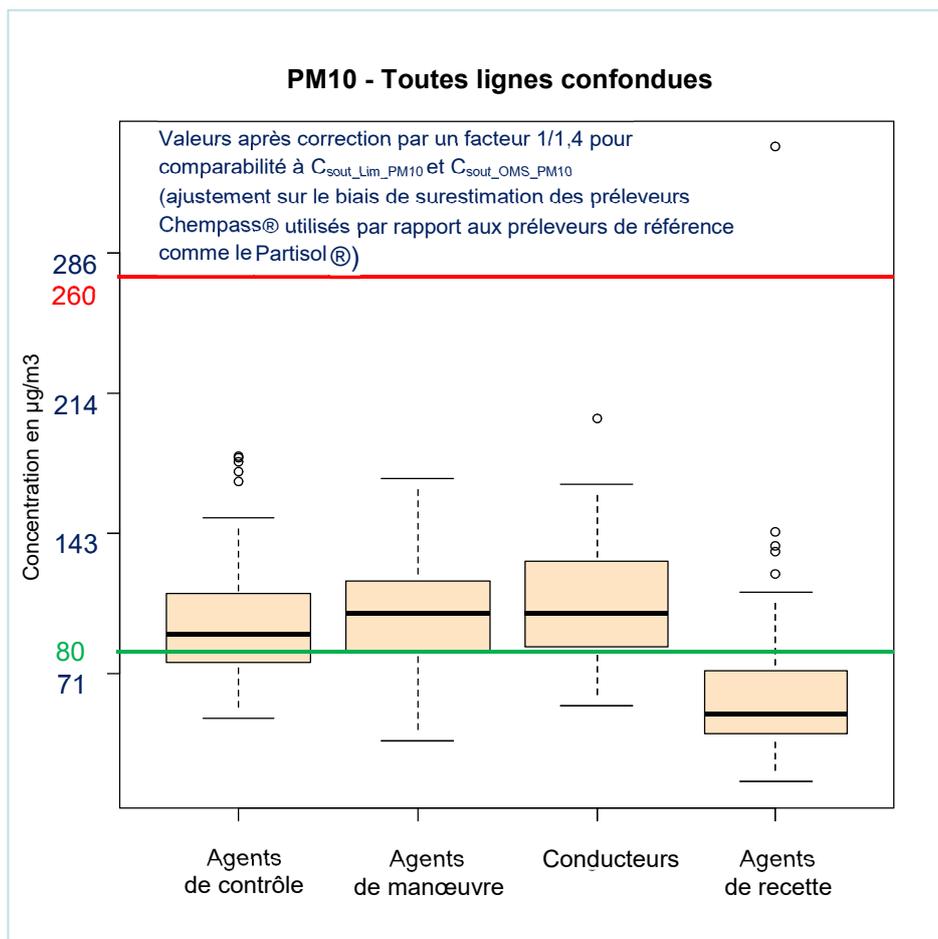
Tableau 16 : Concentrations PM_{10} mesurées aux heures de pointes en 2017 sur le quai des trois stations du réseau SQUALES (Source : RATP open data consultée le 22/03/20)

	Station Châtelet	Station F. Roosevelt	Station Auber
	<i>moy (±sd)</i> <i>max</i> % < 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($C_{sout_Lim_PM10}$) % < 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($C_{sout_OMS_PM10}$)		
7h-9h	131 (±71) 386 94 % 27 %	61 (±45) 323 99,6 % 75 %	101 (±54) 474 99 % 38 %
18h-20h	190 (±72) 448 82 % 1 %	95 (±64) 359 98 % 50 %	106 (±59) 909 97 % 29 %

En rouge : $C_{sout_Lim_PM10}$ - concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM_{10} de l'air ambiant

En vert : $C_{sout_OMS_PM10}$ - concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM_{10} de l'air ambiant

Afin d'avoir une comparaison avec des données d'exposition personnelle sur l'ensemble du réseau EFS francilien, la Figure 16 ci-dessous présente une mise en perspective des concentrations d'exposition personnelle (données RATP 2005, campagne de mesures d'exposition professionnelle 7h sur l'ensemble des lignes métro RATP) (RATP 2010a, 2013a) avec les $C_{sout_Lim_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM10}$ proposées pour une fréquentation de 2 heures par jour. A noter que cette comparaison est imparfaite et purement illustrative car, outre le fait qu'il s'agisse d'une population de travailleurs et non d'usagers du transport public (bien qu'elle partage les mêmes espaces), il s'agit de données relativement anciennes et intégrées sur des périodes d'exposition supérieures à 2 heures.



En rouge : $C_{sout_Lim_PM10}$ - concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM_{10} de l'air ambiant

En vert : $C_{sout_OMS_PM10}$ - concentration en PM_{10} dans l'air des EFS calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM_{10} de l'air ambiant

Figure 16 : Concentrations d'exposition personnelle (données RATP 2005, campagne de mesures d'exposition professionnelle ~7h sur l'ensemble des lignes métro RATP, préleveurs Chempass® ; (RATP 2010a, 2013a))

8 Conclusions et recommandations

8.1 Conclusions

En préambule, le GT rappelle que :

- La qualité de l'air intérieur des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) où circulent les trains de voyageurs (« métros ») n'est pas réglementée;
- Depuis le début des années 2000, les mesures de la qualité de l'air dans des EFS en France ont mis en évidence des concentrations massiques en particules (PM10, PM2,5) très supérieures à celles mesurées à l'extérieur en fond urbain. D'autres polluants, chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées en fond urbain, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène. L'exposition aux fibres amiante, aux fibres minérales artificielles et à la silice cristalline n'avait pas pu être précisément évaluée par l'agence (ANSES 2015). L'air ambiant des EFS comporte des bioaérosols comprenant des champignons, des virus et des bactéries, mais qui n'ont de même pas fait l'objet d'évaluation approfondie par l'agence. Néanmoins, la pollution due aux concentrations massiques de particules en suspension (PM10, PM2,5) reste un enjeu majeur de qualité de l'air des EFS (ANSES 2015) ;
- La composition physico-chimique des particules des EFS est cependant différente de celles de l'air extérieur urbain, avec une teneur élevée en éléments métalliques dont le fer qui est un constituant majeur, et la présence importante également de carbone élémentaire et de carbone organique, ces particules étant par ailleurs plus grosses que les particules urbaines, plus denses et de forme plus variable (en écaille, ellipsoïdales, semi-sphériques ou sphériques) ;
- Les principales sources de ces concentrations élevées sont l'usure des matériaux due au freinage des rames et aux contacts entre le matériel roulant et la voie ferrée, et la remise en suspension du fait de la circulation des rames ;
- La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine. Ces dernières ont en effet fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales qui font état d'effets délétères sur la santé notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire ;
- La fréquentation des EFS, qui représente environ 5 millions de voyageurs par jour pour le réseau francilien (un des réseaux les plus fréquentés au monde), est en constante et sensible augmentation (+36 % de voyageurs.kilomètres entre 2000 et 2019 pour les métros en Ile-de-France). Après 2030, l'Ile-de-France devrait compter 68 stations supplémentaires construites dans le cadre du projet du Grand Paris et 200 km de lignes supplémentaires, essentiellement en souterrain.

Concernant la toxicité des particules de l'air ambiant des EFS, le GT conclue que :

- La toxicité des particules des EFS reste peu documentée et les études existantes portent uniquement sur des effets à court terme ;
- Les études publiées depuis l'expertise Anses 2015 ne modifient qu'à la marge les conclusions (présentées ci-dessous), avec des indications d'un potentiel oxydant des particules d'EFS qui peut être élevé par rapport aux particules urbaines, mais pas systématiquement et avec de nouvelles études qui n'identifient pas le fer comme seul acteur majeur mais d'autres métaux comme le cuivre.

- Sur la base de l'ensemble des études identifiées comprenant dix-huit études *in vitro* et seulement deux études *in vivo*, ainsi qu'une étude *in vivo* sur des particules d'émission de freinage automobile, les particules prélevées dans l'air ambiant d'EFS présentaient :
 - un potentiel oxydant intrinsèque élevé et supérieur ou égal aux particules urbaines, en condition acellulaire ;
 - une capacité à induire un stress oxydant parfois plus élevé dans les cellules exposées par rapport aux particules urbaines ;
 - une cytotoxicité plus marquée que des particules urbaines ou des particules issues de processus abrasifs ;
 - une génotoxicité plus marquée que des particules issues de combustion ou de processus d'usure de pneus ;
 - un effet pro-inflammatoire *in vitro* moins important que des particules urbaines ;
 - une capacité à induire une inflammation transitoire chez la souris révélée par une étude française et qui s'observe dans une moindre mesure pour un modèle de particules diesel de référence. L'inflammation est persistante et non associée à de la fibrose dans le cas de l'étude anglaise réalisée à très forte dose.
- Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser. Néanmoins de nouvelles études n'identifient pas le fer comme seul acteur majeur mais également d'autres métaux comme le cuivre. Quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique, dans le stress oxydant induit par les particules.
- Ces études présentent un certain nombre de faiblesses pouvant limiter la portée de leurs conclusions : peu d'informations sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les particules ont été prélevées, sur les modalités et conditions de prélèvements des particules et sur les caractéristiques physicochimiques des particules, notamment en termes de spéciation chimique. La représentativité des doses de particules et/ou d'extraits organiques utilisés était rarement argumentée. Enfin la vérification de l'état de viabilité des cellules pour lesquelles était étudiée la production d'ERO ou de cytokines, n'était pas systématiquement réalisée. Il est à rappeler également que les données disponibles sur la toxicité des particules des EFS présentées dans ce chapitre concernent uniquement des effets à court terme. La toxicité à long terme de ces particules n'est, en l'état actuel des connaissances, pas documentée.

Concernant les effets sanitaires associés à la pollution de l'air ambiant des EFS, le GT conclut que :

- La littérature reste très limitée pour tirer des conclusions ;
- Les quelques études publiées depuis l'expertise Anses 2015 ne modifient qu'à la marge les conclusions (présentées ci-dessous) en renforçant la suggestion d'effets sur le stress oxydant systémique et en apportant une nouvelle suggestion d'effets sur la fonction cardiaque autonome.
- Sur la base de l'ensemble des études identifiées comprenant 3 études de cohorte chez des travailleurs dont 1 sur le réseau francilien (5 publications ou rapports), 1 étude cas-témoin chez des travailleurs (1 publication), 3 études quasi-expérimentales avec un scénario d'exposition usager du métro (11 publications), 1 étude de panel chez des étudiants utilisant le métro (1 publication) et 5 études transversales exposés-non exposés chez des travailleurs (5 publications/rapports) dont 2 sur le réseau francilien, les quelques résultats épidémiologiques :
 - ne mettent pas en évidence :
 - d'effets à très court terme sur la fonction ventilatoire
 - de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle

- de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle
 - d'effets néfastes à très court terme sur la santé respiratoire et cardiovasculaire
 - suggèrent la possibilité :
 - d'effets sur la fonction cardiaque autonome ;
 - d'effets sur l'inflammation et le stress oxydant systémiques ;
 - d'effets sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques ;
 - ne permettent pas de statuer sur les effets à long terme ni sur les effets cumulés avec les (autres) expositions professionnelles.
- Au final, ce corpus d'études reste assez peu informatif pour évaluer les risques liés à l'exposition des usagers ou des travailleurs à la pollution de l'air ambiant des EFS.
- D'après les données disponibles, les manques de connaissances concernent en priorité les effets de la pollution de l'air d'EFS sur la morbi-mortalité cardiorespiratoire. Ce manque de connaissance porte notamment sur l'impact sur des pathologies liées à l'inflammation des voies respiratoires (ex : asthme, BPCO) et sur des pathologies liées à l'inflammation et au stress oxydant systémiques, ainsi qu'à la perturbation de la fonction cardiaque autonome (ex : pathologies cardiaques ischémiques, insuffisance cardiaque, hypertension artérielle). Il porte aussi sur l'impact sur des populations sensibles telles que des individus avec une pathologie cardiovasculaire ou respiratoire ou des antécédents, des individus âgés et des enfants. Les résultats d'une étude en cours sont attendus pour venir documenter les relations entre l'exposition professionnelle aux particules de l'air des enceintes ferroviaires, divers biomarqueurs de stress oxydant, de stress nitrosant et d'inflammation, et le diagnostic de bronchopneumopathie chronique obstructive et d'autres pathologies respiratoires et allergiques.

Concernant l'existence de valeurs spécifiques ou appliquées à la qualité de l'air ambiant des enceintes ferroviaires souterraines, le GT conclut que :

- Sur la base des informations et publications collectées suite à la recherche bibliographique et à la consultation internationale menée en avril-mai 2020 :
- Des valeurs guides de la qualité de l'air ambiant dans les EFS ou des indices de qualité de l'air appliqués aux EFS ont été proposées en France (valeurs de gestion de la qualité de l'air en EFS recommandées par le CSHPF en 2001), en Espagne et en Corée du Sud. Pour les PM10, elles varient de 50 µg/m³ en moyenne sur 24 h²⁷ à 455 µg/m³ pour une fréquentation journalière de 1h30, et pour les PM2,5 de 25 µg/m³ à 100 µg/m³ en moyenne sur 24 h (Tableau 8). Toutes ces valeurs sont issues plus ou moins directement des standards de qualité de l'air ambiant (extérieur) : WHO IT & AQG, NAASQ/US EPA, AQI/US EPA, KOEM ou VL Fr. Les seuils utilisés dans la construction des indices coréens « *Comprehensive indoor air quality index* » (CIAI) et autres indices dérivés (CCIAI, CIAT et CCIAT) sont établis à partir de standards de qualité de l'air ambiant extérieur établis cependant pour des concentrations moyennes 24h.
 - Les standards de qualité de l'air ambiant (extérieur) pour les PM10 et PM2.5 tels que les WHO IT & AQG et les US EPA NAAQS et les valeurs limites d'exposition professionnelles pour les « *poussières sans effet spécifique* », évoqués par certaines parties consultées, ne

²⁷ 50 µg/m³ correspond au 1^{er} point de rupture de l'indice coréen « *Comprehensive indoor air quality index* » (CIAI)

sont pas des référentiels spécifiques et directement adaptés à l'exposition des usagers à la qualité de l'air ambiant des EFS.

- Des valeurs limites réglementaires dans l'air intérieur des établissements recevant du public, incluant les EFS, ont été fixées en Corée du Sud (50 µg/m³ PM_{2.5}) et à Taïwan (75 µg/m³ PM₁₀ et 35 µg/m³ PM_{2.5} en moyenne sur 24h).

Concernant la pertinence et faisabilité d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS sur des critères sanitaires et suivant la méthode d'élaboration de l'Anses, le GT conclut que :

- Il n'apparaît pas pertinent et faisable d'élaborer une VGAI spécifique à la pollution de l'air des EFS considérant :
 - l'absence de VGAI produite par l'Organisation mondiale pour la santé (OMS) qui soit spécifique à la qualité de l'air ambiant des EFS, ainsi que l'absence de VTR,
 - le corpus d'études épidémiologiques et toxicologiques qui ne met pas en évidence d'effets néfastes à très court terme sur la santé respiratoire et cardiovasculaire, de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ni de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude d'exposition professionnelle ; et ce bien qu'il suggère la possibilité d'effets sur la fonction cardiaque autonome, sur l'inflammation et le stress oxydant systémiques, et sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques.

Concernant les valeurs de qualité de l'air des EFS recommandées par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France dans son avis du 3 mai 2001, le GT rappellent que :

- Ces valeurs représentent la contribution maximale de ces enceintes souterraines à l'exposition personnelle qui soit tolérable, par référence à la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE, en envisageant différents scénarios selon les estimations du temps de fréquentation de l'utilisateur dans ces enceintes et en l'appliquant à la situation francilienne.

Le GT considère que la méthode proposée par le CSHPF en 2001 pour la construction de valeurs spécifiques au EFS et en lien avec la fréquentation des usages reste pertinente tout en devant inclure un certain nombre de développements, considérant :

- la variation temporelle des concentrations de PM₁₀ dans l'air ambiant extérieur depuis les années 2001 et 2005 utilisées pour le calcul des valeurs ;
- la variation spatiale des concentrations de PM₁₀ dans l'air ambiant extérieur entre les différentes agglomérations urbaines disposant d'un réseau d'EFS en France et le réseau francilien utilisé pour le calcul des valeurs ;
- la production depuis 2001 de données d'exposition aux PM₁₀ et PM_{2,5} pour des micro-environnements d'intérêt non inclus dans le calcul des valeurs, en particulier le logement où la population française est exposée durant environ 70 % de la journée en moyenne (OQAI/InVS, 2010) ;
- la valeur guide journalière de la qualité de l'air ambiant extérieur recommandée par l'OMS pour les PM₁₀ et PM_{2,5}, plus protectrice pour la santé humaine, en complément de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE actuellement en vigueur qui avait été la seule considérée par le CSHPF en 2001 pour le PM₁₀.

8.2 Recommandations

Considérant :

- la demande faite à l'ANSES d'étudier l'opportunité de recommander des indicateurs de la qualité de l'air en lien avec l'exposition des usagers du transport ferroviaire dans les EFS, dans le cas où l'élaboration de VGAI ne serait pas faisable,
- les conclusions de l'expertise susmentionnées,
- la méthode d'élaboration proposée par le CSHPF pour la construction de valeurs spécifiques aux EFS, et les développements susmentionnés qui ont pu être apportés à cette méthode,

le GT recommande en premier lieu, de poursuivre les efforts de réduction des concentrations de particules en suspension dans l'air des EFS, en visant des niveaux les plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre.

Le GT recommande *a minima*, en référence au Tableau 17 ci-après :

- **de ne pas dépasser les concentrations en PM₁₀²⁸ et PM_{2,5}²⁹ dans l'air des EFS calculées à partir des valeurs guides OMS de qualité de l'air ambiant (C_{sout_OMS}),**
- **et à plus forte raison de ne pas dépasser les concentrations en PM₁₀ dans l'air des EFS calculées à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE pour les PM₁₀ de l'air ambiant (C_{sout_Lim}),**

Tableau 17 : Concentrations dans l'air en EFS recommandées *a minima*

Polluant	Durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée	Concentration calculée à partir de la valeur limite journalière de la directive européenne 2008/50/CE * (C _{sout_Lim})	Concentration calculée à partir de la valeur guide journalière de l'OMS * (C _{sout_OMS})
PM₁₀	2h/j	260 µg/m ³	80 µg/m ³
	1h30/j	330 µg/m ³	100 µg/m ³
	1h/j	480 µg/m ³	140 µg/m ³
	30min/j	940 µg/m ³	250 µg/m ³
PM_{2,5}	2h/j	s.o.	50 µg/m ³
	1h30/j	s.o.	60 µg/m ³
	1h/j	s.o.	80 µg/m ³
	30min/j	s.o.	140 µg/m ³
*Valeurs calculées en assimilant les particules d'EFS aux particules de l'air ambiant			

s.o. : sans objet

Les conditions d'utilisation des concentrations recommandées sont les suivantes :

²⁸ Les valeurs C_{sout_OMS_PM10} sont calculées pour les PM₁₀ à partir de la valeur guide journalière de l'OMS pour les PM₁₀ de l'air ambiant.

²⁹ Les valeurs C_{sout_OMS_PM2,5} sont calculées pour les PM_{2,5} à partir de C_{sout_OMS_PM10} et d'un ratio moyen des concentrations PM_{2,5} : PM₁₀ dans l'air des EFS.

- Elles doivent être comparées à une concentration PM₁₀ et/ou PM_{2,5} d'exposition personnelle cumulée sur l'ensemble des trajets journaliers (mesures individuelles ou mesures réalisées dans les différents espaces des EFS) ;
- Si de telles données d'exposition sont inexistantes, les concentrations recommandées peuvent être comparées à des données de mesures sur le quai, beaucoup plus nombreuses et disponibles en routine (ex : réseau SQUALES en Ile-de-France) ;
- Elles doivent être comparées à la mesure de concentrations intégrées sur des pas de temps cohérents avec la durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée retenue (2h/j, 1h30/j, 1h/j ou 30min/j), pendant les horaires de circulation des rames, et en incluant *a minima* les horaires de pointes où la fréquentation des usagers et le niveau de pollution particulaire sont maximaux ;
- La durée cumulée de fréquentation de l'EFS sur une journée à retenir pour ces concentrations correspond à la durée de fréquentation de l'EFS cumulée sur une journée (2h/j, 1h30/j, 1h/j ou 30 min/j) qui est la plus proche de celle maximale pour les usagers d'un réseau donné. Par exemple, pour l'Ile-de-France, il est recommandé d'utiliser ces concentrations pour une durée de 2h/j sachant que la durée estimée d'un déplacement en EFS est supérieure à 50 minutes dans moins de 1% des déplacements et qu'un usager effectue en moyenne deux déplacements par jour ouvrable travaillé de semaine selon les estimations de la RATP (RATP 2021) ;
- Elles ont vocation à être applicables sur l'ensemble des réseaux d'EFS du territoire national ;
- Elles sont destinées à l'exposition des usagers du transport public ferroviaire dans les EFS, et non à l'exposition des travailleurs exerçant sur des périodes prolongées et/ou dans des contextes d'exposition différents, et pour lesquels il n'existe pas à l'heure actuelle de valeur limite d'exposition professionnelle spécifique aux particules des EFS ;
- Elles ne peuvent être considérées comme des valeurs en dessous desquelles le risque d'effets néfastes sur la santé est exclu.

Les concentrations recommandées pourront utilement venir appuyer l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les EFS. Elles pourraient en particulier bénéficier au protocole harmonisé de surveillance. A l'avenir, ces valeurs devront être mises à jour en fonction de futures valeurs limites réglementaires et de futures valeurs guides et valeurs cibles intermédiaires de l'OMS.

Ces recommandations n'excluent pas l'élaboration future d'une VGAI sur des critères sanitaires et suivant la méthode d'élaboration de l'Anses, si l'évolution des connaissances le permet.

Enfin, le GT souligne que la priorité de santé publique concerne la réduction de la pollution de l'air ambiant dans son ensemble. Dans ce contexte, le report modal du transport routier motorisé vers d'autres modes de transport moins polluants dont le transport ferroviaire doit être encouragé. Ce report modal concourt à réduire la pollution de l'air extérieur en réduisant les émissions du trafic routier qui exposent à plusieurs polluants, notamment : les particules fines en nombre, le carbone suie, des gaz comme le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le benzène et le toluène (ANSES 2015).

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail : 2 mai 2022

9 Bibliographie

- Aarnio, Päivi, Tarja Yli-Tuomi, Anu Kousa, Timo Mäkelä, Anne Hirsikko, Kaarle Hämeri, Mika Räisänen, Risto Hillamo, Tarja Koskentalo, et Matti Jantunen. 2005. "The concentrations and composition of and exposure to fine particles (PM2.5) in the Helsinki subway system." *Atmospheric Environment* 39 (28):5059-5066. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.012>.
- AEF. 2013. "Campagnes de mesures de particules en gares souterraines et mixtes en Ile de France. ." : Support de présentation de l'Agence d'Essai Ferroviaire, juillet 2013. 7 p.
- AFSSET. 2009. "Valeur guide de qualité de l'air intérieur - Particules." Avis et rapport d'expertise collective. : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail. 1-97.
- Airparif. 2008. "Synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants." Paris: Rapport d'Airparif. 99 p.
- Airparif. 2009. "Campagne de mesure à la station de métro Faidherbe-Chaligny: impact de l'air extérieur sur les niveaux de pollution atmosphériques intérieurs." : Rapport d'étude réalisé par Airparif en collaboration avec la RATP.
- Airparif. 2010. "Campagne de mesure à la gare RER Auber." : Rapport d'étude réalisé par Airparif en collaboration avec la RATP.
- ANSES. 2013a. "Concentrations de CO2 dans l'air intérieur et effets sur la santé." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-294.
- ANSES. 2013b. "Valeur guide de qualité de l'air intérieur - Dioxyde d'azote." Avis et rapport d'expertise collective. : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-150.
- ANSES. 2015. "Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-361.
- ANSES. 2016. "Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Méthode d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-90.
- ANSES. 2017. "Les normes de qualité de l'air ambiant." : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-158.
- ANSES. 2019. "Valeurs limites d'exposition en milieu professionnel - Les poussières dites sans effet spécifique (effets sanitaires)." Avis et rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort, France: Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 1-92.
- Atmo PACA. 2011. "Surveillance de la qualité de l'air dans le métro de Marseille. Rapport d'étude sur la base des campagnes de surveillance. Hiver 2010, été 2010." ; .
- Bachoual, R., J. Boczkowski, D. Goven, N. Amara, L. Tabet, D. On, V. Leçon-Malas, M. Aubier, et S. Lanone. 2007. "Biological effects of particles from the paris subway system." *Chem Res Toxicol* 20 (10):1426-33. doi: 10.1021/tx700093j.
- Bigert, C., M. Alderling, M. Svartengren, N. Plato, M. Anderson, A. Wiklund, et P. Gustavsson. 2014. "0391 Heart rate variability in particle exposed train drivers in the Stockholm subway." *Occupational and environmental medicine* 71(Suppl 1), A113.
- Bigert, C., M. Alderling, M. Svartengren, N. Plato, U. de Faire, et P. Gustavsson. 2008. "Blood markers of inflammation and coagulation and exposure to airborne particles in employees in the Stockholm underground." *Occupational and environmental medicine* 65 (10):655-8. doi: 10.1136/oem.2007.038273.
- Bigert, C., M. Alderling, M. Svartengren, N. Plato, et P. Gustavsson. 2011. "No short-term respiratory effects among particle-exposed employees in the Stockholm subway." *Scand J Work Environ Health* 37 (2):129-35. doi: 10.5271/sjweh.3074.
- Bigert, C., K. Klerdal, N. Hammar, et P. Gustavsson. 2007. "Myocardial infarction in Swedish subway drivers." *Scand J Work Environ Health* 33 (4):267-71.

- Brook, R. D. 2008. "Cardiovascular effects of air pollution." *Clin Sci (Lond)* 115 (6):175-87. doi: 10.1042/cs20070444.
- Buteau, S., et M. S. Goldberg. 2016. "A structured review of panel studies used to investigate associations between ambient air pollution and heart rate variability." *Environ Res* 148:207-247. doi: 10.1016/j.envres.2016.03.013.
- Cepeda, M., J. Schoufour, R. Freak-Poli, C. M. Koolhaas, K. Dhana, W. M. Bramer, et O. H. Franco. 2017. "Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review." *Lancet Public Health* 2 (1):e23-e34. doi: 10.1016/s2468-2667(16)30021-4.
- CGDD. 2021. "Bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2020." : Rapport du Commissariat général au développement durable. 48 p.
- Chen, Ying-Yi, Fung-Chang Sung, Mei-Lien Chen, I. Fang Mao, et Chung-Yen Lu. 2016. Indoor Air Quality in the Metro System in North Taiwan. *Int J Environ Res Public Health* 13 (12). Consulté le 2016/12//. doi:10.3390/ijerph13121200.
- CSHPF. 2001. "Avis relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 3 mai 2001." : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. 1-5.
- CSTB. 2018. "Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur." : Rapport du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) issu de la Convention de recherche et développement ANSES/CSTB 2017-CRD-01; Rapport N°: CSTB/DSC/2017-105b. 269 p.
- CSTB. 2020. "Caractérisation de la qualité de l'air dans 30 immeubles de bureaux : recherche de substances émergentes - Projet POEME " Polluants émergents". " : Rapport d'ATMO Nouvelle-Aquitaine, du Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE) de l'Université de La Rochelle et du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB); Rapport N°: CSTB-DSC/2020-103. 85 p.
- CSTB/OQAI. 2006. "Campagne nationale logements : état de la qualité de l'air dans les logements français." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment. 183 p.
- CSTB/OQAI. 2020. Campagne nationale logements : état de la qualité de l'air dans les logements français - données PM10 et PM2,5 en fonction de la saison et du statut fumeur/non fumeur des occupants du logement. : Jeu de données communiqué le 22 juin 2020 par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur à l'Anses.
- Cullen, R.T., J. Addison, G.M. Brown, H.A. Cowie, J.M.G Davis, S. Hagen, B.G. Miller, R. Porteous, J. Slight, A. Robertson, V. Vallyathan, G.Z. Wetherill, et K. Donaldson. 1995. "Experimental studies on dust in the London Underground with special reference to the effects of iron on the toxicity of quartz." IOM Report TM/95/01: Edinburgh: Institute of Occupational Medicine.
- DARES. 2015. "Les temps de déplacement entre domicile et travail." : DARES Analyses, novembre 2015 N°081. 12p.
- Delaunay, C., G. Goupil, H. Ravelomanantsoa, A. Person, S. Mazoué, et F. Morawski. 2010. "City-dwellers exposure to atmospheric pollutants when commuting in Paris urban area." ; . 132 p.
- DGPR. 2021. "Courrier du 23 août 2021 de la Direction Générale de la Prévention des Risques à l'Anses."
- Figueroa-Lara, J. J., J. M. Murcia-Gonzalez, R. Garcia-Martinez, M. Romero-Romo, M. Torres Rodriguez, et V. Mugica-Alvarez. 2019. "Effect of platform subway depth on the presence of Airborne PM2.5, metals, and toxic organic species." *J Hazard Mater* 377:427-436. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.05.091.
- Gali, Nirmal Kumar, Sabrina Yanan Jiang, Fenhuan Yang, Li Sun, et Zhi Ning. 2017. "Redox characteristics of size-segregated PM from different public transport microenvironments in Hong Kong." *Air Quality, Atmosphere & Health* 10 (7):833-844. doi: 10.1007/s11869-017-0473-0.
- Gasser, Michael, Michael Riediker, Loretta Mueller, Alain Perrenoud, Fabian Blank, Peter Gehr, et Barbara Rothen-Rutishauser. 2009. "Toxic effects of brake wear particles on epithelial lung cells in vitro." *Part Fibre Toxicol* 6:30-30. doi: 10.1186/1743-8977-6-30.

- Gerlofs-Nijland, M. E., B. G. H. Bokkers, H. Sachse, J. J. E. Reijnders, M. Gustafsson, A. J. F. Boere, P. F. H. Fokkens, Dlac Leseman, K. Augsburg, et F. R. Cassee. 2019. "Inhalation toxicity profiles of particulate matter: a comparison between brake wear with other sources of emission." *Inhal Toxicol* 31 (3):89-98. doi: 10.1080/08958378.2019.1606365.
- Grass, D. S., J. M. Ross, F. Family, J. Barbour, H. James Simpson, D. Coulibaly, J. Hernandez, Y. Chen, V. Slavkovich, Y. Li, J. Graziano, R. M. Santella, P. Brandt-Rauf, et S. N. Chillrud. 2010. "Airborne particulate metals in the New York City subway: a pilot study to assess the potential for health impacts." *Environ Res* 110 (1):1-11. doi: 10.1016/j.envres.2009.10.006.
- Guseva Canu, I., C. Crézé, M. Hemmendinger, T. Ben Rayana, S. Besançon, V. Jouannique, A. Debatisse, P. Wild, J. J. Sauvain, G. Suárez, et N. B. Hopf. 2021a. "Particle and metal exposure in Parisian subway: Relationship between exposure biomarkers in air, exhaled breath condensate, and urine." *Int J Hyg Environ Health* 237:113837. doi: 10.1016/j.ijheh.2021.113837.
- Guseva Canu, I., M. Hemmendinger, J. J. Sauvain, G. Suarez, N. B. Hopf, J. A. Pralong, T. Ben Rayana, S. Besançon, K. Sakthithasan, V. Jouannique, et A. Debatisse. 2021b. "Respiratory Disease Occupational Biomonitoring Collaborative Project (ROBoCoP): A longitudinal pilot study and implementation research in the Parisian transport company." *J Occup Med Toxicol* 16 (1):22. doi: 10.1186/s12995-021-00312-4.
- Gustavsson, P., C. Bigert, et M. Pollán. 2008. "Incidence of lung cancer among subway drivers in stockholm." *Am J Ind Med* 51 (7):545-547. doi: 10.1002/ajim.20584.
- HCSP. 2013. "Avis relatif à la fixation de valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans l'air des espaces clos." : Haut Conseil de la Santé Publique. 1-2.
- Hemmendinger, M., J. J. Sauvain, N. B. Hopf, P. Wild, G. Suárez, et I. Guseva Canu. 2021. "Method Validation and Characterization of the Associated Uncertainty for Malondialdehyde Quantification in Exhaled Breath Condensate." *Antioxidants (Basel)* 10 (11). doi: 10.3390/antiox10111661.
- Heo, Y., S. H. Lee, S. H. Kim, et H. A. Kim. 2010. "Public facility workers' immunological characteristics involved with development of respiratory allergic diseases in Korea." *Ind Health* 48 (2):171-177. doi: 10.2486/indhealth.48.171.
- Hurley, J. F., J. Cherrie, K. Donaldson, A. Seaton, et C. L. Tran. 2003. "Assessment of health effects of long-term occupational exposure to tunnel dust in the London Underground." IOM Report TM/03/02: Edinburgh: Institute of Occupational Medicine.
- INERIS. 2020. "Recommandations pour la réalisation de mesures harmonisées de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines." : Institut national de l'environnement industriel et des risques; Contract No.: DRC-19-152419-04847A. 39 p.
- INRS. 2012. "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. ED 484 Aide-mémoire technique de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles " ; .
- INRS. 2020. "Oxydes d'azote." : Fiche toxicologique synthétique n° 133 - Oxydes d'azote - Edition : Juillet 2020. Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles.
- INRS. 2022. "Les valeurs limites d'exposition professionnelle." Paris, France: Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles; Contract No.: ED 6443 - Aide mémoire technique 24 p.
- INSEE. 2020. Durée et organisation du temps de travail - Données parues le 2 juillet 2020 à partir de l'enquête Emploi 2019. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4501612?sommaire=4504425>.
- Janssen, Nicole A. H., Aileen Yang, Maciej Strak, Maaike Steenhof, Bryan Hellack, Miriam E. Gerlofs-Nijland, Thomas Kuhlbusch, Frank Kelly, Roy Harrison, Bert Brunekreef, Gerard Hoek, et Flemming Cassee. 2014. "Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics." *Science of The Total Environment* 472:572-581. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.099>.
- Jia, X., X. Yang, D. Hu, W. Dong, F. Yang, Q. Liu, H. Li, L. Pan, J. Shan, W. Niu, S. Wu, F. Deng, et X. Guo. 2018. "Short-term effects of particulate matter in metro cabin on heart rate

- variability in young healthy adults: Impacts of particle size and source." *Environ Res* 167:292-298. doi: 10.1016/j.envres.2018.07.017.
- Jilma, B., J. Kastner, C. Mensik, B. Vondrovec, J. Hildebrandt, K. Krejcy, OF. Wagner, et HG. Eichler. 1996. "Sex differences in concentrations of exhaled nitric oxide and plasma nitrate." *Life Sci* 58 (6):469-76.
- Jung, Mi Hyun, Ha Ryong Kim, Yong Joo Park, Duck Shin Park, Kyu Hyuck Chung, et Seung Min Oh. 2012. "Genotoxic effects and oxidative stress induced by organic extracts of particulate matter (PM10) collected from a subway tunnel in Seoul, Korea." *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 749 (1):39-47. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2012.08.002>.
- Kam, W., Z. Ning, M. M. Shafer, J. J. Schauer, et C. Sioutas. 2011. "Chemical characterization and redox potential of coarse and fine particulate matter (PM) in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles metro." *Environ Sci Technol* 45 (16):6769-6776. doi: 10.1021/es201195e.
- Kam, Winnie, Zhi Ning, Martin M. Shafer, James J. Schauer, et Constantinos Sioutas. 2011. "Chemical Characterization and Redox Potential of Coarse and Fine Particulate Matter (PM) in Underground and Ground-Level Rail Systems of the Los Angeles Metro." *Environ Sci Technol* 45 (16):6769-6776. doi: 10.1021/es201195e.
- Kang, H.S., Kim, S.J., Kwak, E.S. and Kim, I.W. 2010. "A suggestion of the CIAI (comprehensive indoor air-quality index) for the air quality management in the subway station." *Korean Soc. Atmos. Environ.* (5):329–330.
- Karlsson, H. L., A. Holgersson, et L. Moller. 2008. "Mechanisms related to the genotoxicity of particles in the subway and from other sources." *Chem Res Toxicol* 21 (3):726-731. doi: 10.1021/tx7003568.
- Karlsson, H. L., A. Holgersson, et L. Möller. 2008. "Mechanisms related to the genotoxicity of particles in the subway and from other sources." *Chem Res Toxicol* 21 (3):726-31. doi: 10.1021/tx7003568.
- Karlsson, H. L., A. G. Ljungman, J. Lindbom, et L. Moller. 2006. "Comparison of genotoxic and inflammatory effects of particles generated by wood combustion, a road simulator and collected from street and subway." *Toxicol Lett* 165 (3):203-211. doi: 10.1016/j.toxlet.2006.04.003.
- Karlsson, H. L., L. Nilsson, et L. Moller. 2005. "Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells." *Chem Res Toxicol* 18 (1):19-23. doi: 10.1021/tx049723c.
- Karlsson, Hanna L., Lennart Nilsson, et Lennart Möller. 2005. "Subway Particles Are More Genotoxic than Street Particles and Induce Oxidative Stress in Cultured Human Lung Cells." *Chem Res Toxicol* 18 (1):19-23. doi: 10.1021/tx049723c.
- Keolis Rennes. 2021. "Courrier du 19 novembre 2021 de Keolis Rennes à l'Anses."
- Kim, M., H. Liu, J. T. Kim, et C. Yoo. 2014. "Evaluation of passenger health risk assessment of sustainable indoor air quality monitoring in metro systems based on a non-Gaussian dynamic sensor validation method." *J Hazard Mater* 278:124-33. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.05.098.
- Kim, MinJeong, Richard D. Braatz, Jeong Tai Kim, et ChangKyoo Yoo. 2015. "Indoor air quality control for improving passenger health in subway platforms using an outdoor air quality dependent ventilation system." *Building and Environment* 92:407-417. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.05.010>.
- Klepczynska-Nyström, A., B. M. Larsson, J. Grunewald, C. Pousette, A. Lundin, A. Eklund, et M. Svartengren. 2012. "Health effects of a subway environment in mild asthmatic volunteers." *Resp Med* 106 (1):25-33. doi: 10.1016/j.rmed.2011.09.008.
- Klepczynska-Nyström, A., M. Svartengren, J. Grunewald, C. Pousette, I. Rodin, A. Lundin, C. M. Skold, A. Eklund, et B. M. Larsson. 2010. "Health effects of a subway environment in healthy volunteers." *Eur Respir J* 36 (2):240-8. doi: 10.1183/09031936.00099909.
- Li, J., L. Yan, C. Xie, J. Cai, et W. T. Liu. 2012. "Characteristics of carbonyls: Concentrations, possible sources, and personal exposures for indoor and outdoor subway

- microenvironments." 2nd International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering, RSETE 2012 - Proceedings, art no 6260431.
- Lindbom, J., M. Gustafsson, G. Blomqvist, A. Dahl, A. Gudmundsson, E. Swietlicki, et A. G. Ljungman. 2006. "Exposure to wear particles generated from studded tires and pavement induces inflammatory cytokine release from human macrophages." *Chem Res Toxicol* 19 (4):521-530. doi: 10.1021/tx0503101.
- Lindbom, J., M. Gustafsson, G. Blomqvist, A. Dahl, A. Gudmundsson, E. Swietlicki, et A. G. Ljungman. 2007. "Wear particles generated from studded tires and pavement induces inflammatory reactions in mouse macrophage cells." *Chem Res Toxicol* 20 (6):937-946. doi: 10.1021/tx700018z.
- Lindbom, John, Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Andreas Dahl, Anders Gudmundsson, Erik Swietlicki, et Anders G. Ljungman. 2007. "Wear Particles Generated from Studded Tires and Pavement Induces Inflammatory Reactions in Mouse Macrophage Cells." *Chem Res Toxicol* 20 (6):937-946. doi: 10.1021/tx700018z.
- Liu, W. T., C. M. Ma, I. J. Liu, B. C. Han, H. C. Chuang, et K. J. Chuang. 2015. "Effects of commuting mode on air pollution exposure and cardiovascular health among young adults in Taipei, Taiwan." *Int J Hyg Environ Health* 218 (3):319-23. doi: 10.1016/j.ijheh.2015.01.003.
- Loxham, M., R. J. Morgan-Walsh, M. J. Cooper, C. Blume, E. J. Swindle, P. W. Dennison, P. H. Howarth, F. R. Cassee, D. A. Teagle, M. R. Palmer, et D. E. Davies. 2015. "The effects on bronchial epithelial mucociliary cultures of coarse, fine, and ultrafine particulate matter from an underground railway station." *Toxicol Sci* 145 (1):98-107. doi: 10.1093/toxsci/kfv034.
- Loxham, M., et M. J. Nieuwenhuijsen. 2019. "Health effects of particulate matter air pollution in underground railway systems - a critical review of the evidence." *Part Fibre Toxicol* 16 (1):12. doi: 10.1186/s12989-019-0296-2.
- Loxham, M., J. Woo, A. Singhanian, N. P. Smithers, A. Yeomans, G. Packham, A. M. Crainic, R. B. Cook, F. R. Cassee, C. H. Woelk, et D. E. Davies. 2020. "Upregulation of epithelial metallothioneins by metal-rich ultrafine particulate matter from an underground railway." *Metallomics*. doi: 10.1039/d0mt00014k.
- Loxham, Matthew, Matthew J. Cooper, Miriam E. Gerlofs-Nijland, Flemming R. Cassee, Donna E. Davies, Martin R. Palmer, et Damon A. H. Teagle. 2013. "Physicochemical Characterization of Airborne Particulate Matter at a Mainline Underground Railway Station." *Environ Sci Technol* 47 (8):3614-3622. doi: 10.1021/es304481m.
- Loy-Benitez, J., P. Vilela, Q. Li, et C. Yoo. 2019. "Sequential prediction of quantitative health risk assessment for the fine particulate matter in an underground facility using deep recurrent neural networks." *Ecotoxicol Environ Saf* 169:316-324. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.024.
- Loy-Benitez, Jorge, Qian Li, Pouya Ifaei, Kijeon Nam, SungKu Heo, et Changkyoo Yoo. 2018. "A dynamic gain-scheduled ventilation control system for a subway station based on outdoor air quality conditions." *Building and Environment* 144:159-170. doi: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.08.016>.
- Lundström, S. L., B. Levänen, M. Nording, A. Klepczynska-Nyström, M. Sköld, J. Z. Haeggström, J. Grunewald, M. Svartengren, B. D. Hammock, B. M. Larsson, A. Eklund, Å M. Wheelock, et C. E. Wheelock. 2011. "Asthmatics exhibit altered oxylipin profiles compared to healthy individuals after subway air exposure." *PLoS ONE* 6 (8). doi: 10.1371/journal.pone.0023864.
- Malik, Marek, J. Thomas Bigger, A. John Camm, Robert E. Kleiger, Alberto Malliani, Arthur J. Moss, et Peter J. Schwartz. 1996. "Heart rate variability: Standards of measurement, physiological interpretation, and clinical use." *Eur Heart J* 17 (3):354-381. doi: 10.1093/oxfordjournals.eurheartj.a014868.
- Mehrdad, R., S. Aghdaei, et G. Pouryaghoub. 2015. "Urinary 8-hydroxy-deoxyguanosine as a biomarker of oxidative DNA damage in employees of subway system." *Acta Med Iran* 53 (5):287-92.
- Midander, K., K. Elihn, A. Wallén, L. Belova, A. K. Karlsson, et I. O. Wallinder. 2012. "Characterisation of nano- and micron-sized airborne and collected subway particles, a

- multi-analytical approach." *Sci Total Environ* 427-428:390-400. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.014.
- Moreno, T., et E. de Miguel. 2018. "Improving air quality in subway systems: An overview." *Environ Pollut* 239:829-831. doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.077.
- Moreno, T., Reche, C., Minguillón, MC., Querol, X., Martins, V., Amato, F., Pérez, N., Bartolí, R., Cabanas, et Martínez M., S., Vasconcelos, C., de Miguel, E., Capdevila, M., Centelles, S., Pellot, M. 2017. "Improving air quality in the subway environment - Technical guide." : Institute for Environmental Assessment and Water Studies (IDÆA). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). 1-48.
- Moreno, Teresa, Frank J. Kelly, Chrissi Dunster, Ana Oliete, Vânia Martins, Cristina Reche, Maria Cruz Minguillón, Fulvio Amato, Marta Capdevila, Eladio de Miguel, et Xavier Querol. 2017. "Oxidative potential of subway PM2.5." *Atmospheric Environment* 148:230-238. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.045>.
- Munzel, T., M. Sorensen, T. Gori, F. P. Schmidt, X. Rao, F. R. Brook, L. C. Chen, R. D. Brook, et S. Rajagopalan. 2017. "Environmental stressors and cardio-metabolic disease: part II-mechanistic insights." *Eur Heart J* 38 (8):557-564. doi: 10.1093/eurheartj/ehw294.
- Ngoc, L. T. N., Y. Lee, H. S. Chun, J. Y. Moon, J. S. Choi, D. Park, et Y. C. Lee. 2020. "Correlation of alpha/gamma-Fe2O3 nanoparticles with the toxicity of particulate matter originating from subway tunnels in Seoul stations, Korea." *J Hazard Mater* 382:121175. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121175.
- Oh, TaeSeok, MinJeong Kim, JungJin Lim, OnYu Kang, K. Vidya Shetty, B. SankaraRao, ChangKyoo Yoo, Jae Hyung Park, et Jeong Tai Kim. 2012. "A real-time monitoring and assessment method for calculation of total amounts of indoor air pollutants emitted in subway stations." *Journal of the Air & Waste Management Association* 62 (5):517-526. doi: 10.1080/10962247.2012.660558.
- OMNIL/STIF. 2015. "Métro : utilisateurs et déplacements." : Fiche Enquête Globale Transport (EGT) n°23, mai 2015. EGT réalisée entre 2009 et 2011 et pilotée par le STIF en partenariat avec la DRIEA dans le cadre de l'Omnil. 12p.
- OMS. 2006. "WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005." Centre européen de l'environnement et de la santé, le bureau régional pour l'Europe, Bonn (Allemagne): Organisation Mondiale de la Santé; Contract No.: WHO/SDE/PHE/OEH/06.02. 1-22.
- OMS. 2010. "WHO guidelines for indoor air quality - selected pollutants." Centre européen de l'environnement et de la santé, le bureau régional pour l'Europe, Bonn (Allemagne): Organisation Mondiale de la Santé; Contract No.: ISBN 978 92 890 0213 4. 1-484.
- OMS. 2021. "WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2,5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide nad carbon monoxide." Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO: Organisation Mondiale de la Santé (OMS). 1-267.
- OQAI/INERIS. 2010. "Etude des relations entre les concentrations dans l'air intérieur et extérieur." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques. 84 p.
- OQAI/INVS. 2010. "Description du budget espace-temps et estimation de l'exposition de la population française dans son logement." : Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur et de l'Institut national de Veille Sanitaire. 40 p.
- ORAMIP. 2013. "Mesures de qualité de l'air dans le métro toulousain en 2012." ; . 78 p.
- Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, G. D. Thurston, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, et J. J. Godleski. 2004. "Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease." *Circulation* 109 (1):71-7. doi: 10.1161/01.Cir.0000108927.80044.7f.
- Puisney, Chloé, Evdokia K. Oikonomou, Sophie Nowak, Alexandre Chevillot, Sandra Casale, Armelle Baeza-Squiban, et Jean-François Berret. 2018. "Brake wear (nano)particle characterization and toxicity on airway epithelial cells in vitro." *Environmental Science: Nano* 5 (4):1036-1044. doi: 10.1039/C7EN00825B.

- RATP. 2010a. "Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005." Rapport du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens. 1-33.
- RATP. 2010b. "Santé respiratoire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines." : Rapport de juillet 2010 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens. 67p.
- RATP. 2012. "Analyse de la mortalité par professions des salariés et ex-salariés de la RATP sur la période 1980-1999 Cohorte EDGAR." : Rapport et annexes de juin 2012 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens. 400 p.
- RATP. 2013a. "Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005." : Données brutes communiquées en 2013 par la Régie autonome des transports parisiens à l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- RATP. 2013b. "Santé en général et cardiovasculaire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines." : Document de travail du 2 mai 2013 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens. 18p.
- RATP. 2019. "Analyse de la mortalité des agents et ex-agents de la RATP sur la période 1980-2012." : Rapport de septembre 2019 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens et de la cellule d'épidémiologie. 36p.
- RATP. 2021. "Mémo - Temps passé en Enceinte Ferroviaire Souterraine sur le réseau ferré RATP : estimation à partir de la base TJRF 2019." : Rapport du Département Études générales, Développement et Territoires, Unité Études générales de la Régie autonome des transports parisiens transmis le 13 novembre 2021 ; . 7p.
- RATP/InVS. 2008. "Analyse de la mortalité des agents et ex-agents de la RATP sur la période 1980-1999 Cohorte EDGAR." : Rapport de la Régie autonome des transports parisiens et de l'Institut de veille sanitaire. 21 p.
- Raut, J. C., P. Chazette, et A. Fortain. 2009. "New approach using lidar measurements to characterize spatiotemporal aerosol mass distribution in an underground railway station in Paris." *Atmospheric Environment* 43 (3):575-583. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.002>.
- Rhoden, C. R., G. A. Wellenius, E. Ghelfi, J. Lawrence, et B. Gonzalez-Flecha. 2005. "PM-induced cardiac oxidative stress and dysfunction are mediated by autonomic stimulation." *Biochim Biophys Acta* 1725 (3):305-13. doi: 10.1016/j.bbagen.2005.05.025.
- Rinaldo, Mickaël, Grégory Carillo, Amélie Debatisse, Nancy Hopf, Valérie Jouanique, Pralong Jacques, Sauvain Jean-Jacques, Guillaume Suarez, Pascal Wild, et Irina Guseva-Canu. 2018. "Projet ROBoCoP : évaluation de l'intérêt des biomarqueurs dans le suivi des travailleurs exposés." *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 79 (3):259-260. doi: <https://doi.org/10.1016/j.admp.2018.03.090>.
- Safder, U., K. Nam, D. Kim, S. Heo, et C. Yoo. 2019. "A real time QSAR-driven toxicity evaluation and monitoring of iron containing fine particulate matters in indoor subway stations." *Ecotoxicol Environ Saf* 169:361-369. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.027.
- Seaton, A., J. Cherrie, M. Dennekamp, K. Donaldson, J. F. Hurley, et C. L. Tran. 2005. "The London Underground: dust and hazards to health." *Occupational and environmental medicine* 62 (6):355-62. doi: 10.1136/oem.2004.014332.
- Spagnolo, A. M., G. Ottria, F. Perdelli, et M. L. Cristina. 2015. "Chemical characterisation of the coarse and fine particulate matter in the environment of an underground railway system: cytotoxic effects and oxidative stress-a preliminary study." *Int J Environ Res Public Health* 12 (4):4031-46. doi: 10.3390/ijerph120404031.
- Steenhof, M., I. Gosens, M. Strak, K. J. Godri, G. Hoek, F. R. Cassee, I. S. Mudway, F. J. Kelly, R. M. Harrison, E. Lebret, B. Brunekreef, N. A. Janssen, et R. H. Pieters. 2011. "In vitro toxicity of particulate matter (PM) collected at different sites in the Netherlands is associated with PM composition, size fraction and oxidative potential--the RAPTES project." *Part Fibre Toxicol* 8:26. doi: 10.1186/1743-8977-8-26.

- Steenhof, M., NAH. Janssen, M. Strak, G. Hoek, I. Gosens, IS. Mudway, FJ. Kelly, RM. Harrison, RHH. Pieters, FR. Cassee, et B. Brunekreef. 2014. "Air pollution exposure affects circulating white blood cell counts in healthy subjects: The role of particle composition, oxidative potential and gaseous pollutants-the RAPTES project." *Inhal Toxicol* 26 (3):141-165.
- Stoeger, T., C. Reinhard, S. Takenaka, A. Schroepel, E. Karg, B. Ritter, J. Heyder, et H. Schulz. 2006. "Instillation of six different ultrafine carbon particles indicates a surface area threshold dose for acute lung inflammation in mice." *Environ Health Perspect* 114 (3):328-33.
- Strak, M., G. Hoek, KJ. Godri, I. Gosens, IS. Mudway, R. van Oerle, HMH. Spronk, FR. Cassee, E. Lebret, FJ. Kelly, RM. Harrison, B. Brunekreef, M. Steenhof, et NAH. Janssen. 2013. "Composition of PM Affects Acute Vascular Inflammatory and Coagulative Markers - The RAPTES Project." *PLoS ONE* 8 (3):art n°e58944.
- Strak, M., G. Hoek, M. Steenhof, E. Kilinc, KJ. Godri, I. Gosens, IS. Mudway, R. Van Oerle, HMH. Spronk, FR. Cassee, FJ. Kelly, RM. Harrison, B. Brunekreef, E. Lebret, et NAH. Janssen. 2013. "Components of ambient air pollution affect thrombin generation in healthy humans: The RAPTES project." *Occupational and environmental medicine* 70 (5):332-340.
- Strak, M., NAH. Janssen, KJ. Godri, I. Gosens, IS. Mudway, FR. Cassee, E. Lebret, FJ. Kelly, RM. Harrison, B. Brunekreef, M. Steenhof, et G. Hoek. 2012. "Respiratory health effects of airborne particulate matter: The role of particle size, composition, and oxidative potential-the RAPTES project." *Environmental Health Perspectives* 120 (8):1183-1189.
- Strak, Maciej, Maaïke Steenhof, Krystal J. Godri, Ilse Gosens, Ian S. Mudway, Flemming R. Cassee, Erik Lebret, Bert Brunekreef, Frank J. Kelly, Roy M. Harrison, Gerard Hoek, et Nicole A. H. Janssen. 2011. "Variation in characteristics of ambient particulate matter at eight locations in the Netherlands – The RAPTES project." *Atmospheric Environment* 45 (26):4442-4453. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.035>.
- Tisseo. 2021. "Courrier du 6 décembre 2021 de Tisséo Collectivités à l'Anses."
- Triadó-Margarit, X., M. Veillette, C. Duchaine, M. Talbot, F. Amato, M. C. Minguillón, V. Martins, E. de Miguel, E. O. Casamayor, et T. Moreno. 2017. "Bioaerosols in the Barcelona subway system." *Indoor Air* 27 (3):564-575. doi: 10.1111/ina.12343.
- Tsai, W.-T. . 2018. "A Comparative Study on the Statutory and Technical Regulations for Controlling Indoor Volatile Organic Compounds in Taiwan and Japan." *Atmosphere* 9:195.
- US EPA. 2006. 40 CRF 53.1. Registre fédéral, volume 71, n°200, Rules and Regulations. Research Triangle Park, North Carolina: U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA. 2012. "Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality - the Air Quality Index (AQI)." Research Triangle Park, North Carolina: U.S. Environmental Protection Agency; Contract No.: EPA-454/B-12-001. 1-26.
- Yang, X., X. Jia, W. Dong, S. Wu, M. R. Miller, D. Hu, H. Li, L. Pan, F. Deng, et X. Guo. 2018. "Cardiovascular benefits of reducing personal exposure to traffic-related noise and particulate air pollution: A randomized crossover study in the Beijing subway system." *Indoor Air*. doi: 10.1111/ina.12485.
- Zhang, Weiji, Han Zhao, Ang Zhao, Jiaqiao Lin, et Rui Zhou. 2019. "Current Status, Challenges and Resilient Response to Air Pollution in Urban Subway." *Atmosphere* 10 (8). doi: 10.3390/atmos10080472.
- Zhang, Y., M. Chu, J. Zhang, J. Duan, D. Hu, W. Zhang, X. Yang, X. Jia, F. Deng, et Z. Sun. 2019. "Urine metabolites associated with cardiovascular effects from exposure of size-fractioned particulate matter in a subway environment: A randomized crossover study." *Environ Int* 130:104920. doi: 10.1016/j.envint.2019.104920.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

4

2019-SA-0148


 MINISTÈRE DES SOLIDARITÉS ET DE LA SANTÉ
 MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE

DIRECTION GÉNÉRALE DE LA SANTÉ Sous-direction de la prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation	DIRECTION GÉNÉRALE DES INFRASTRUCTURES, DES TRANSPORTS ET DE LA MER	DIRECTION GÉNÉRALE DE LA PRÉVENTION DES RISQUES Service des risques sanitaires liés à l'environnement, des déchets et des pollutions diffuses
---	--	---

Paris, le **28 AOUT 2019**

Le Directeur général de la santé
 Le Directeur général des infrastructures, des
transports et de la mer
 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)


 A19DER1538 30/08/2019

Objet : Saisine relative à la faisabilité puis à la définition de valeurs guides de l'air intérieur (VGAI) associées à l'exposition des usagers dans les enceintes ferroviaires souterraines.

Différentes campagnes de mesure de la qualité de l'air intérieur réalisées dans des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) - métro et RER - ont mis en lumière une pollution particulière spécifique. Outre les polluants issus de l'air extérieur, les particules sont présentes à un niveau plus élevé à l'intérieur de ces enceintes. L'activité ferroviaire est une source de pollution spécifique, du fait notamment de l'usure du matériel (freins, frottements entre les roues et les rails), de la densité du trafic des trains, de la configuration de la station et de la performance du système de ventilation.

C'est pourquoi, s'agissant du renforcement du dispositif de surveillance, le gouvernement met en œuvre depuis 2013 un plan d'actions pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur, intégré au 3ème plan national santé environnement, qui prévoit notamment l'amélioration de la surveillance de la pollution de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines. Dans ce cadre, le ministère chargé de l'environnement travaille avec l'Ineris (Institut national de l'environnement industriel et des risques) à la définition d'un protocole de surveillance. L'expérimentation du protocole dans différentes stations du territoire national est prévue en 2019.

246 BOULEVARD SAINT-GERMAIN – 75700 PARIS
 TÉLÉPHONE : 01 40 81 21 22 - WWW.ECOLOGIQUE-SOLIDAIRE.GOUV.FR
 14 AVENUE DUQUESNE – 75350 PARIS 07 SP
 TÉLÉPHONE : 01 40 56 6 00 – WWW.SOCIAL-SANTE.GOUV.FR

En ce qui concerne l'élaboration d'une valeur limite de gestion pour les voyageurs, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France¹ (CSHPF) avait émis, lors de précédents travaux, différents avis en ce qui concerne la pollution des EFS et avait proposé notamment de prendre en compte une contribution maximale de ces enceintes souterraines à l'exposition personnelle tolérable par référence à la valeur limite journalière de la directive européenne 1999/30/CE². Dans un avis du 10 octobre 2000, le CSHPF avait demandé la possibilité de fixer des valeurs guides de qualité de l'air dans les EFS.

Suite à votre expertise de 2015 relative à l'exposition à la pollution chimique de l'air des travailleurs des EFS, nous souhaitons une évaluation de la pertinence et de la faisabilité d'établir une VGAI ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS. Ce travail nécessitera dans un premier temps une mise à jour de l'état des connaissances réalisé dans le cadre de cette précédente expertise et notamment celles concernant les données toxicologiques, épidémiologiques et d'exposition par inhalation des usagers.

Dans l'hypothèse où les résultats de cette première étape, qui sont attendus pour juin 2020, le permettent, nous vous demandons dans un second temps :

- d'élaborer une ou des VGAI spécifique(s) à l'exposition des usagers dans les EFS ;
- de réaliser une évaluation des risques sanitaires associés à l'exposition par inhalation des usagers, en distinguant éventuellement différentes catégories de populations.

Nous vous prions de bien vouloir nous indiquer, dans les meilleurs délais, les modalités de réponse à cette saisine dont les livrables finaux sont attendus pour 2022.

Le Directeur général
de la santé



Jérôme SALOMON

Le Directeur général
des infrastructures,
des transports et de la mer

pro

L'adjoint au directeur général

Hervé BRULÉ
Marc PAPINUTTI

 Le Directeur général
de la prévention des risques

L'adjoint au directeur général
de la prévention des risques

Patrick SOULÉ

Cédric BOURILLET

Copie : DGT

¹ Le CSHPF a précédé le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP).

² Directive 1999/30/CE du Conseil, du 22 avril 1999, relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.

Annexe 2 : Présentation des positions divergentes

Absence de position divergente au sein du Groupe de Travail et du CES.

Annexe 3 : Consultation internationale pour l'identification de valeurs de référence spécifiques à la qualité de l'air ambiant dans les enceintes ferroviaires souterraines (métros, RER)

Courrier de la consultation internationale



ANSES Consultation
For the identification of reference values specific to
ambient air quality in underground railway systems

International Consultation for the identification of reference values specific to ambient air quality in underground railway systems (i.e. subways)

Context & Objective

The French Agency for Food, Environmental and Occupational Health and Safety (ANSES) is a public organisation of an administrative nature accountable to the French Ministries of Health, Agriculture, Environment, Labour and Consumer Affairs (<https://www.anses.fr/en>). ANSES undertakes monitoring, expert appraisal, research and reference missions in a broad field of competence that encompasses human health, animal health and welfare, and plant health.

In 2019, the French Ministries of Health and Environment asked ANSES to propose indoor air quality guidelines for underground railway systems (i.e. subways).

In this context, ANSES is undertaking an international consultation to identify existing reference values (air quality guidelines, regulatory limit values, toxicological reference values, etc.) specific to ambient air quality in underground railway systems (i.e. subways) and to gather information on these values. This consultation covers Europe, North America, Asia and Australia. We are contacting you because the fields of expertise of your institution may be of relevance for this project.

Questions

1. Are you aware of any reference values (air quality guidelines, regulatory limit values, toxicological reference values, etc.) used to specifically assess ambient air quality in underground railway systems (i.e. subways)?
2. If yes. Could you send us the main documentation (e.g. institutional/technical reports, regulatory documents)?
3. Contingently, could you send us references from the peer-reviewed scientific literature that you might know?

Your input would be highly appreciated. Please, feel free if you also want to share comments on this subject.

The information provided will be used by ANSES to build up a public report. We will keep you informed.

We would appreciate a response to this consultation **by May 22, 2020**. For any questions on the consultation, please do not hesitate to contact adrienne.pittman@anses.fr.

Please submit your input to matteo.redaelli@anses.fr et adrienne.pittman@anses.fr. Feel free to share the consultation with colleagues.

Kind regards,
Matteo Redaelli

French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety,
14 rue Pierre et Marie Curie, F94701 Maisons-Alfort Cedex - Tel + 33 (0)1 49 77 13 50 - www.anses.fr

Tableau 18 : Résumé des réponses apportées à la consultation internationale

Pays	Organisme du répondant	Avez-vous connaissance de valeurs de référence (valeurs guides de qualité de l'air, valeurs limites réglementaires, valeurs toxicologiques de référence, etc.) utilisées pour évaluer spécifiquement la qualité de l'air ambiant dans les enceintes ferroviaires souterraines (métros, RER) ?
Australie	National Environmental Science Program	Non
Canada	Health Canada	Non
Canada	Toronto Public Health	Pas de réponse
Québec	INSPQ	Non
Chine	Institute of Public Safety Research, Department of Engineering Physics, Tsinghua University, Beijing	Pas de réponse
Espagne	ISGLOBAL	Pas de réponse (réponse apportée par l'Institute for Environmental Assessment and Water Studies, cf ligne ci-dessous)
Espagne	Institute for Environmental Assessment and Water Studies (IDAEA), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)	Oui dans le cadre du projet LIFE: http://improve-life.eu/es/publications/ http://improve-life.eu/wp-content/uploads/2018/01/Technical-Guide_IMPROVE-final-version.pdf
Allemagne	Fobig	Non
Allemagne	BAuA	Non
Corée du Sud	Center for Environmental Studies, Kyung Hee University, Yongin 446-701, Republic of Korea	Pas de réponse
Pays-Bas	Regional EPA	Non
Pays-Bas	RIVM	Non
Grande-Bretagne	HSL	Pas de réponse (réponse apportée par l'University of Southampton, cf ligne ci-dessous)
Grande-Bretagne	COMEAP	Pas de réponse (réponse apportée par l'University of Southampton, cf ligne ci-dessous)
Grande-Bretagne	University of Southampton	Non
USA	US EPA	Pas de réponse (réponse apportée par le NIOSH et TCEQ, cf ligne ci-dessous)
USA	ATSDR	Pas de réponse (réponse apportée par le NIOSH et TCEQ, cf ligne ci-dessous)
USA	NIEHS	Pas de réponse (réponse apportée par le NIOSH et TCEQ, cf ligne ci-dessous)
USA	OEHHA	Pas de réponse (réponse apportée par le NIOSH et TCEQ, cf ligne ci-dessous)
USA	NIOSH	Non
USA	Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ)	Non

Annexe 4 : Stations urbaines de fond de mesure de la qualité de l'air ambiant extérieur

site	Nom station	AASQA	Code commune	Commune	Unité urbaine	Latitude	Longitude	Mesure PM10	Mesure PM2,5
FR03014	MARSEILLE ST LOUIS	ATMO SUD	13215	MARSEILLE 15E ARRONDISSEMENT	MARSEILLE - AIX- EN-PROVENCE	43,348048	5,360119	oui	non
FR03043	MARSEILLE 5 AVENUES	ATMO SUD	13204	MARSEILLE 4E ARRONDISSEMENT	MARSEILLE - AIX- EN-PROVENCE	43,305287	5,394716	oui	oui
FR04002	GENNEVILLIERS	AIRPARIF	92036	GENNEVILLIERS	PARIS	48,92972	2,294722	oui	oui
FR04004	PARIS 18eme	AIRPARIF	75118	PARIS 18E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,891666	2,346667	oui	non
FR04014	PARIS 12eme	AIRPARIF	75112	PARIS 12E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,837223	2,3939	non	non
FR04017	NEUILLY-SUR-SEINE	AIRPARIF	92051	NEUILLY-SUR-SEINE	PARIS	48,88139	2,278056	non	non
FR04018	AUBERVILLIERS	AIRPARIF	93001	AUBERVILLIERS	PARIS	48,9039	2,3847	non	non
FR04023	CERGY-PONTOISE	AIRPARIF	95127	CERGY	PARIS	49,04639	2,043056	oui	non
FR04034	VITRY-SUR-SEINE	AIRPARIF	94081	VITRY-SUR-SEINE	PARIS	48,7758	2,3758	oui	oui
FR04037	PARIS 13eme	AIRPARIF	75113	PARIS 13E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,82861	2,360278	non	non
FR04051	ARGENTEUIL	AIRPARIF	95018	ARGENTEUIL	PARIS	48,95139	2,223611	non	non
FR04059	SAINT-DENIS	AIRPARIF	93066	SAINT-DENIS	PARIS	48,93722	2,361667	non	non
FR04060	PARIS 7eme	AIRPARIF	75107	PARIS 7E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,8572	2,2933	non	non
FR04098	LOGNES	AIRPARIF	77258	LOGNES	PARIS	48,84028	2,635278	oui	non
FR04099	NOGENT-SUR-MARNE	AIRPARIF	94052	NOGENT-SUR-MARNE	PARIS	48,840557	2,484444	oui	non
FR04100	VILLEMOMBLE	AIRPARIF	93077	VILLEMOMBLE	PARIS	48,881947	2,507222	non	non
FR04101	CHAMPIGNY-SUR- MARNE	AIRPARIF	94017	CHAMPIGNY-SUR- MARNE	PARIS	48,816387	2,5175	non	non
FR04143	PARIS Centre	AIRPARIF	75104	PARIS 4E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,859001	2,351	oui	oui
FR04146	IVRY-SUR-SEINE	AIRPARIF	94041	IVRY-SUR-SEINE	PARIS	48,8175	2,395	non	non
FR04149	MONTGERON	AIRPARIF	91421	MONTGERON	PARIS	48,7067	2,4572	non	non
FR04150	LA DEFENSE	AIRPARIF	92062	PUTEAUX	PARIS	48,891388	2,240556	oui	non
FR04156	BOBIGNY	AIRPARIF	93008	BOBIGNY	PARIS	48,902504	2,4525	oui	oui

site	Nom station	AASQA	Code commune	Commune	Unité urbaine	Latitude	Longitude	Mesure PM10	Mesure PM2,5
FR04179	PARIS Stade Lenglen	AIRPARIF	75115	PARIS 15E ARRONDISSEMENT	PARIS	48,830387	2,269889	oui	non
FR04323	EVRY	AIRPARIF	91228	EVRY	PARIS	48,62722	2,429167	non	non
FR11025	Lille Fives	ATMO HAUTS DE FRANCE	59350	LILLE	LILLE (PARTIE FRANÇAISE)	50,62805	3,09031	oui	oui
FR12004	ECOLE M.JACQUIER	ATMO OCCITANIE	31555	TOULOUSE	TOULOUSE	43,575558	1,418611	oui	non
FR12021	MAZADES	ATMO OCCITANIE	31555	TOULOUSE	TOULOUSE	43,623615	1,438611	oui	non
FR12030	BERTHELOT	ATMO OCCITANIE	31555	TOULOUSE	TOULOUSE	43,58722	1,443889	oui	oui
FR19010	Rennes St-Yves	AIR BREIZH	35238	RENNES	RENNES	48,11075	-1,68292	non	non
FR19017	Rennes Pays-Bas	AIR BREIZH	35238	RENNES	RENNES	48,08965	-1,65911	non	oui
FR20004	ST JUST	ATMO AUVERGNE-RHÔNE-ALPES	69385	LYON 5E ARRONDISSEMENT	LYON			non	non
FR20017	GERLAND	ATMO AUVERGNE-RHÔNE-ALPES	69387	LYON 7E ARRONDISSEMENT	LYON	45,73529	4,829794	oui	non
FR20046	VAULX EN VELIN	ATMO AUVERGNE-RHÔNE-ALPES	69256	VAULX-EN-VELIN	LYON	45,7789	4,9247	oui	oui
FR20062	LYON Centre	ATMO AUVERGNE-RHÔNE-ALPES	69383	LYON 3E ARRONDISSEMENT	LYON	45,757732	4,854214	oui	oui
FR25036	Espace du Palais	ATMO NORMANDIE	76540	ROUEN	ROUEN	49,44246	1,093694	oui	oui
FR25043	Centre Hospitalier	ATMO NORMANDIE	76681	SOTTEVILLE-LES-ROUEN	ROUEN	49,40052	1,098825	non	non
FR25048	Petit Quevilly	ATMO NORMANDIE	76498	LE PETIT-QUEVILLY	ROUEN	49,428055	1,057778	oui	non

Annexe 5 : Résumé de l'étude d'évaluation de l'exposition de conducteurs (métro et RER), agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle (RATP 2010a, 2013a)

Le résumé ci-dessous est un extrait de la description de l'étude réalisée dans le cadre de la précédente expertise (ANSES 2015).

Il s'agit d'une étude de grande envergure sur l'évaluation de l'exposition de salariés (RATP 2010a, 2013a) pour quatre métiers exercés dans les EFS : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle. Ces quatre métiers ont été choisis car ils regroupent un grand nombre d'agents travaillant en EFS et pratiquant des activités non génératrices de poussières. Ce choix exclut donc tous les métiers de la maintenance et réduit l'évaluation des expositions professionnelles aux lieux essentiellement fréquentés par les usagers, c'est-à-dire stations, couloirs, quais et rames. Les personnes exerçant ces métiers ont été sélectionnées par tirage au sort avec une stratification sur l'horaire de travail (matin ou mixte), et la participation à l'étude a ensuite été volontaire.

Cette étude a été menée sur toutes les lignes de métro et de RER et dimensionnée en trois phases : une étape de faisabilité sur une ligne en 2003, une enquête pilote sur cinq lignes en 2003-2004 afin de déterminer les indicateurs de la pollution les plus pertinents, et la campagne finale en 2005 sur l'ensemble des lignes du réseau ferré de la RATP. L'ordre de prise en compte des différentes lignes de métro ou de RER a été déterminé par tirage au sort avec une stratification selon la période de l'année (saison chaude de mai à octobre et saison froide de novembre à avril). La répartition des prélèvements par ligne et par métier réalisés dans l'enquête pilote et la campagne finale est indiquée dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans l'enquête pilote (5 lignes en 2003-2004) et la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP 2010a)

	Conducteurs	Agents de ma nœuvre	Agents de recette	Agents de contrôle	Total
Lignes de métro et de RER					
1	10	8	6	6	30
2	4	4	4	4	16
3	4	4	4	7 ^a	19
3 bis	4	4	3	0 ^a	11
4	12	—	7	7	26
5	10	7	6	5	28
6	4	4	4	3	15
7	4	4	4	8 ^a	20
7 bis	4	4	4	0 ^a	12
8	10	7	6	6	29
9	4	4	4	4	16
10	4	4	4	4	16
11	4	4	4	4	16
12	4	4	4	4	16
13	4	4	4	4	16
14	—	—	3	7	10
A	12	—	9	7	28
B	4	—	4	4	12
Horaires					
Matin	54	32	45	43	174
Mixte	48	34	39	41	162
Saisons					
Chaude	52	39	44	46	181
Froide	50	27	40	38	155
Total	102	66	84	84	336

--- Métier inexistant sur cette ligne

^aCinq des sept agents de contrôle de la ligne 3 ont aussi travaillé sur la ligne 3bis et trois des huit agents de contrôle de la ligne 7 ont aussi travaillé sur la ligne 7bis.

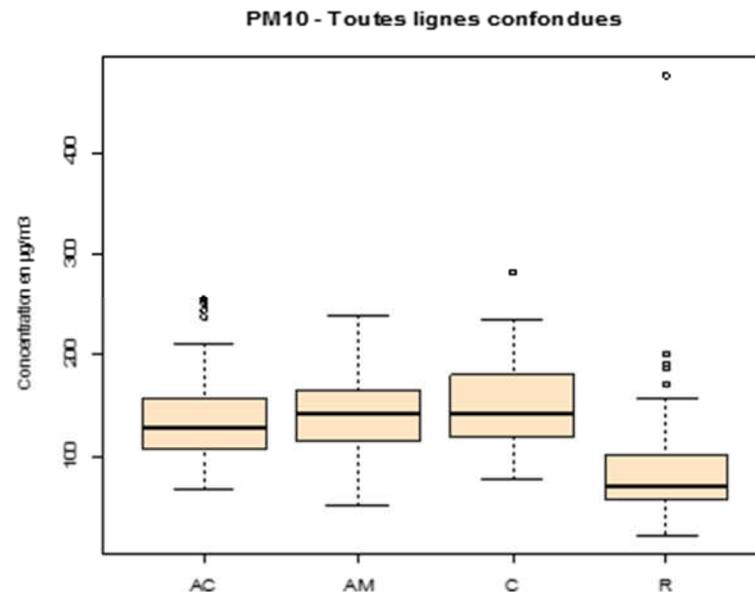
(Source : (RATP 2010a))

Les prélèvements d'air ont été réalisés par des techniciens RATP préalablement formés et confiés pour analyse à des laboratoires extérieurs. Les prélèvements ont été effectués en semaine et à deux moments de la journée centrés sur les deux périodes de pointe d'activités : en matinée, généralement de 5h30 à 12h30 et en mixte, généralement de 12h30 à 19h30, soit des périodes de prélèvement d'environ 7 heures. Les prélèvements individuels ont été privilégiés et réalisés à l'aide d'appareils portés par un technicien accompagnant le personnel. Les techniciens de mesure ont reporté l'ensemble des événements lors du prélèvement sur un journal d'activités. Les indicateurs de pollution chimique utilisés sont les concentrations en particules PM_{2,5} et PM₁₀ ainsi que la composition en éléments métalliques, en carbone et en HAP de la fraction PM₁₀, en fibres amiante et fibres minérales artificielles, en HAM et en nicotine.

Les fractions PM_{2,5} et PM₁₀ ont été collectées à l'aide d'un échantillonneur ChemPass® et déterminées par gravimétrie des filtres de prélèvement sur une microbalance électronique ayant une sensibilité de 1µg. Après la mesure gravimétrique, les filtres en polycarbonate ayant collecté les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} ont été utilisés pour l'analyse de composition en éléments métalliques à l'aide d'une sonde PIXE. D'autres prélèvements de la fraction PM₁₀ ont été réalisés sur filtre en fibres de quartz de manière à doser sur une moitié de filtre le carbone organique et le carbone élémentaire, et des HAP sur l'autre moitié de filtre. Les HAP ont été dosés par extraction au solvant et dosage par HPLC. Le carbone (organique, total et par déduction élémentaire) a été dosé par pyrolyse et dosage du CO₂ pyrolytique.

Les concentrations en endotoxines, en fibres, en silice cristalline et certains métaux relevées lors de l'enquête pilote ont été jugées suffisamment négligeables pour ne pas être mesurées sur la totalité de la campagne.

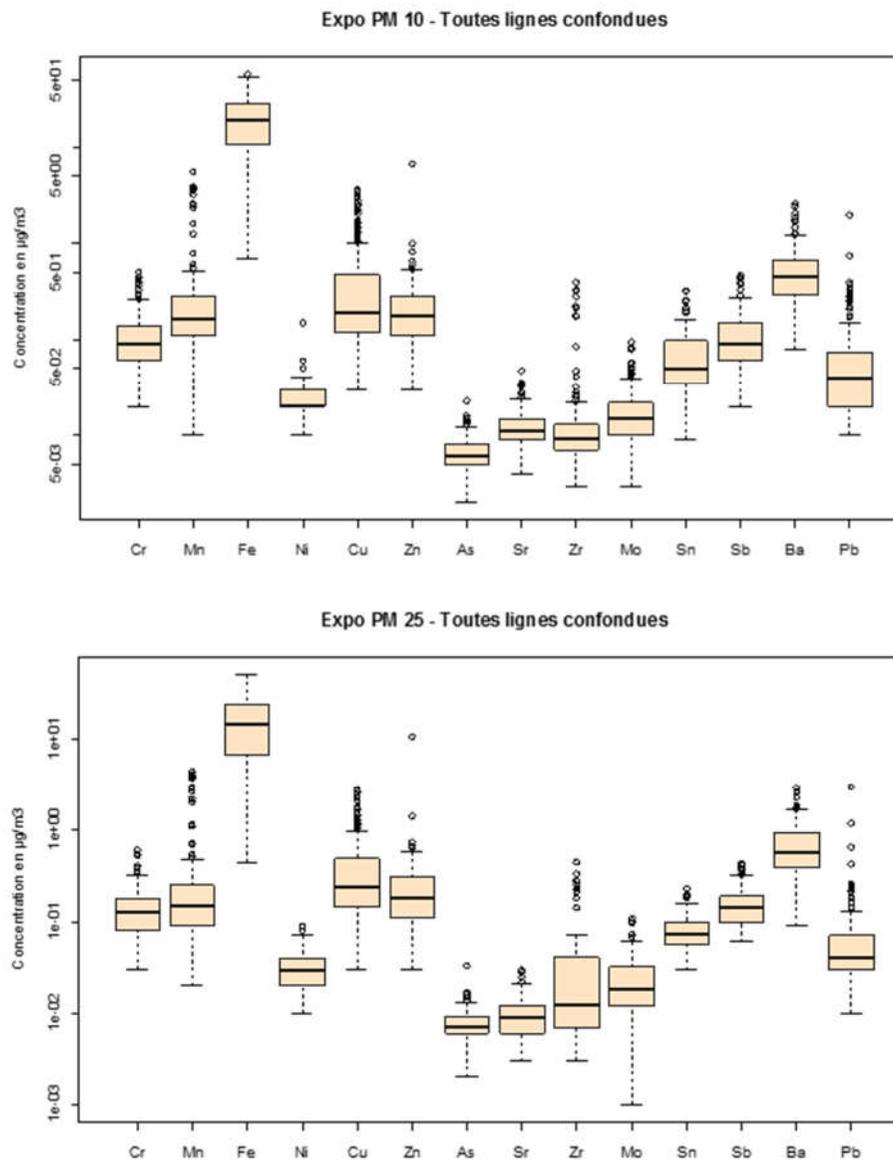
Cette campagne est très riche en termes de mesures d'exposition. Cependant elle présente un certain nombre de limites dans le cadre de la présente expertise. La première limite est son ancienneté. En effet, si les résultats ont été documentés dans un rapport en 2010, les mesures ont été effectuées entre 2003 et 2005, ce qui ne permet pas d'inclure les évolutions les plus récentes de matériel roulant ou de système d'aération mais également toutes les évolutions dans l'organisation des métiers à la RATP.



Concentrations médianes en µg/m3					
Métier	PM10	PM2,5	Carb. total	Nicotine	Benzène
Conducteur	155.2	69.1	44	0.7	2.86
Ag. Contrôle	133.8	77.4	51.5	2.5	4.13
Ag. Manœuvre	146.7	83	49.7	2.71	3.6
Ag. Recette	74.8	48.8	42.2	2	3.65
Population totale	128.4	68.4	44.1	1	3.1

Figure 17 : Exploitation de données d'exposition (7h) par métier, toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP 2013a)

(échelle logarithmique)



(échelle logarithmique)

Figure 18 : Distribution des concentrations d'exposition (7h) par métaux, tous métiers et toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP 2013a)

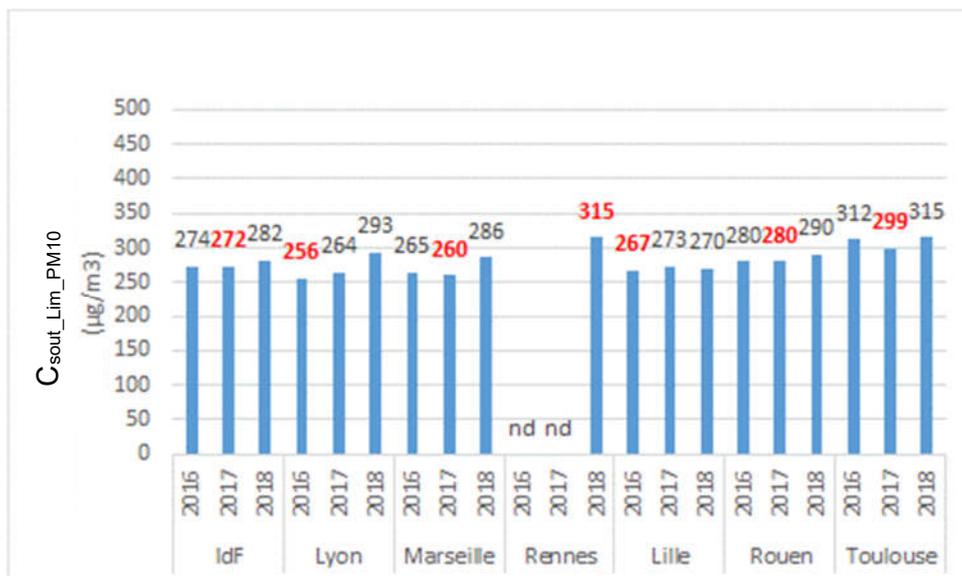
Annexe 6 : Etapes intermédiaires de détermination des concentrations recommandées dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines ($C_{sout_Lim_PM10}$, $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$)

Les étapes intermédiaires menant à la détermination des concentrations recommandées ($C_{sout_Lim_PM10}$, $C_{sout_OMS_PM10}$ et $C_{sout_OMS_PM2,5}$) sont présentées dans la présente annexe, ainsi que les analyses de sensibilité.

$C_{sout_Lim_PM10}$

Scénario travail en extérieur – Analyse principale

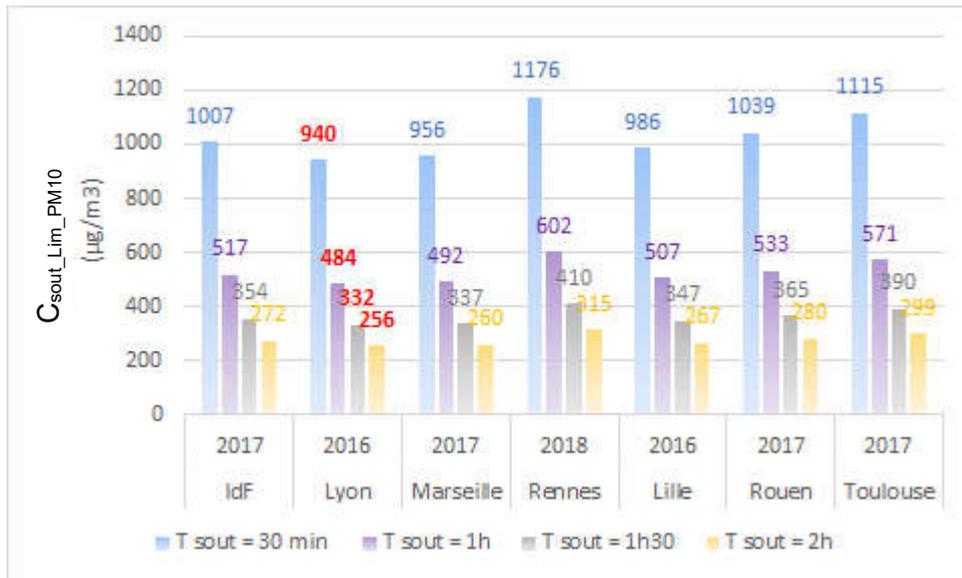
Les valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenues avec le scénario de travail en extérieur pour une durée $T_{sout} = 2$ h sont présentées dans la Figure 19. Les années pour lesquelles la valeur est la plus faible sont identifiées en rouge dans la figure. Les valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ les plus faibles, obtenues avec les autres valeurs de T_{sout} , portent par construction sur les mêmes années (données non montrées). Il n'est pas observé de tendance dans le temps des $C_{sout_Lim_PM10}$ sur la période 2016-2018 qui soit uniforme entre les agglomérations.



En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur chacune des 7 agglomérations.
 nd : Non déterminé car à Rennes, la station de surveillance de la qualité de l'air ambiant extérieur ne mesurait pas les PM10 avant 2018.

Figure 19 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2$ h)

Les valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenues avec le scénario de travail en extérieur pour les différentes durées $T_{sout} = 30$ min, 1h, 1h30 et 2 h sont présentées dans la Figure 20. Les valeurs les plus faibles retenues sont identifiées en rouge dans la figure.



En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur l'ensemble des 7 agglomérations.

Figure 20 : Valeurs candidates pour la C_{sout_Lim_PM10} (avec scénario « travail en extérieur »)

Scénario travail en extérieur – Analyses de sensibilité

En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur candidate pour la C_{sout_Lim_PM10} obtenue avec le scénario de travail en extérieur pour une durée T_{sout} = 2 h sur l'Île-de-France est élevée (360 µg/m³ au lieu de 272 µg/m³) (Figure 21). A l'inverse, l'exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et leur remplacement par le micro-environnement « air extérieur », qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, induit une valeur de C_{sout_Lim_PM10} inférieure par rapport à l'utilisation de la concentration médiane mesurée dans les logements en France (225 µg/m³ au lieu de 272 µg/m³).



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)

Figure 21 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la C_{sout_Lim_PM10} (avec scénario « travail en extérieur », T_{sout} = 2h, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – Tsout – Tlog), la valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenue est inférieure (94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenue est identique entre les agglomérations (Figure 22).

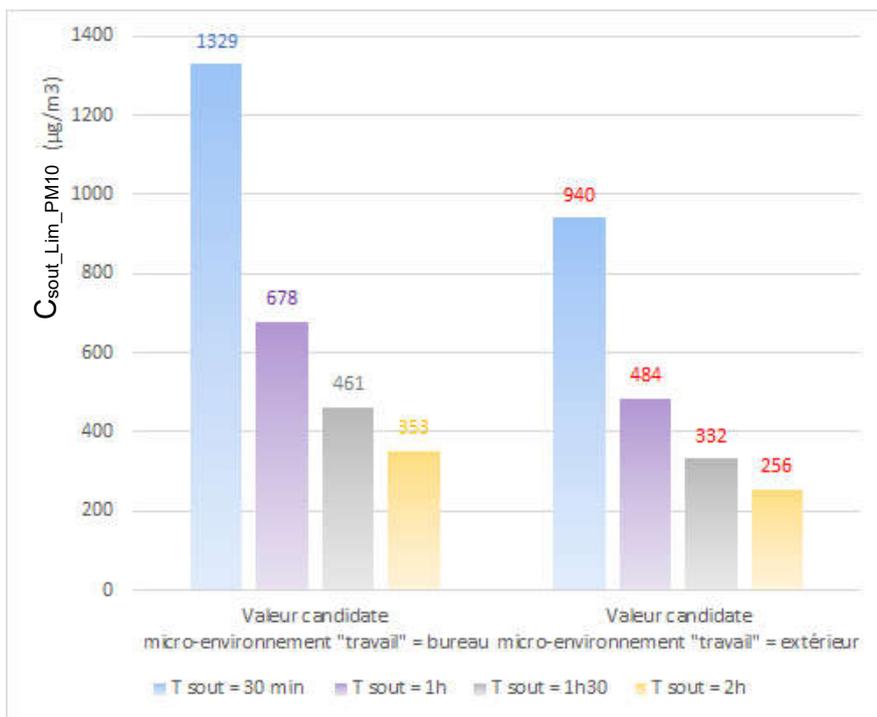


En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 T_sout : Durée de fréquentation dans les EFS

Figure 22 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS (T_sout = 8h/j) des valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur », Tsout = 2h, agglomération = Ile-de-France)

Scénario travail en bureau – Analyse principale

Les valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenues avec le scénario de travail en bureau pour les différentes durées Tsout = 30 min, 1h, 1h30 et 2 h sont présentées dans la Figure 23, ainsi que celles obtenues précédemment avec le scénario de travail en extérieur (cf Figure 20). Les valeurs les plus faibles finalement retenues, déterminant la $C_{sout_Lim_PM10}$ recommandée, sont identifiées en rouge dans la figure.



En rouge : les valeurs candidates les plus faibles.

Figure 23 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)

Scénario travail en bureau – Analyses de sensibilité

En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur candidate pour la $C_{sout_Lim_PM10}$ obtenue avec le scénario de travail en bureau pour une durée $T_{sout} = 2$ h sur l'Ile-de-France est légèrement élevée ($360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de $353 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figure 24). A l'inverse, l'exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et leur remplacement par le micro-environnement « air extérieur », qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, induit une valeur de $C_{sout_Lim_PM10}$ inférieure par rapport à l'utilisation de la concentration médiane mesurée dans les logements en France ($225 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de $353 \mu\text{g}/\text{m}^3$). L'année 2017 utilisée pour la concentration ambiante dans l'air extérieur correspond à l'année pour laquelle les $C_{sout_Lim_PM10}$ calculées avec le facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ et sans micro-environnement « logement » sont les plus faibles.



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France

Figure 24 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la C_{sout_Lim_PM10} (avec scénario « travail en bureau », T_{sout} = 2h, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – T_{sout} – T_{log}), la valeur candidate pour la C_{sout_Lim_PM10} est inférieure (94 µg/m³ au lieu de 353 µg/m³ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de C_{sout_Lim_PM10} obtenue est identique entre les agglomérations (Figure 25).



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
T_{sout} : Durée de fréquentation dans les EFS

Figure 25 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS (T_{sout} = 8h/j) des valeurs candidates pour la C_{sout_Lim_PM10} (avec scénario « travail en bureau », T_{sout} = 2h, agglomération = Ile-de-France)

C_{sout_Lim_PM10} retenue

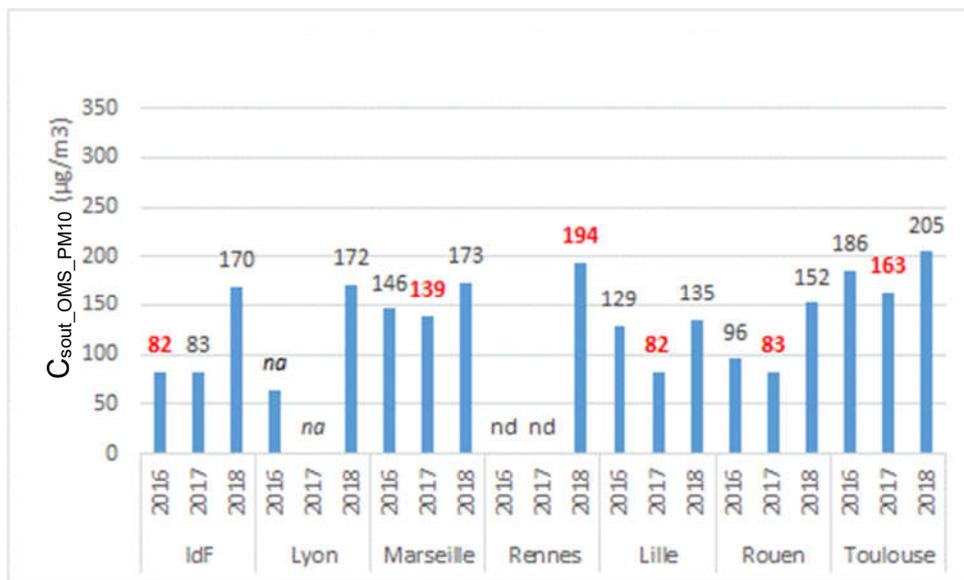
La C_{sout_Lim_PM10} retenue, sur la base de la démarche décrite au chapitre 7.1.2.1 et appliquée dans cette Annexe 6, est donc la valeur la plus faible obtenue sur les différents réseaux, soit :

- 256 µg/m³, arrondie à 260 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 332 µg/m³, arrondie à 330 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 484 µg/m³, arrondie à 480 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 940 µg/m³ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

C_{sout_OMS_PM10}

Scénario travail en extérieur – Analyse principale

Les valeurs candidates obtenues pour la C_{sout_OMS_PM10} avec le scénario de travail en extérieur pour une durée Tsout = 2 h sont présentées dans la Figure 26. Les années pour lesquelles la valeur est la plus faible sont identifiées en rouge dans la figure. Les valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} les plus faibles, obtenues avec les autres valeurs de Tsout, portent par construction sur les mêmes années (données non montrées). Il n'est pas observé de tendance dans le temps des C_{sout_OMS_PM10} sur la période 2016-2018 qui soit uniforme entre les agglomérations.



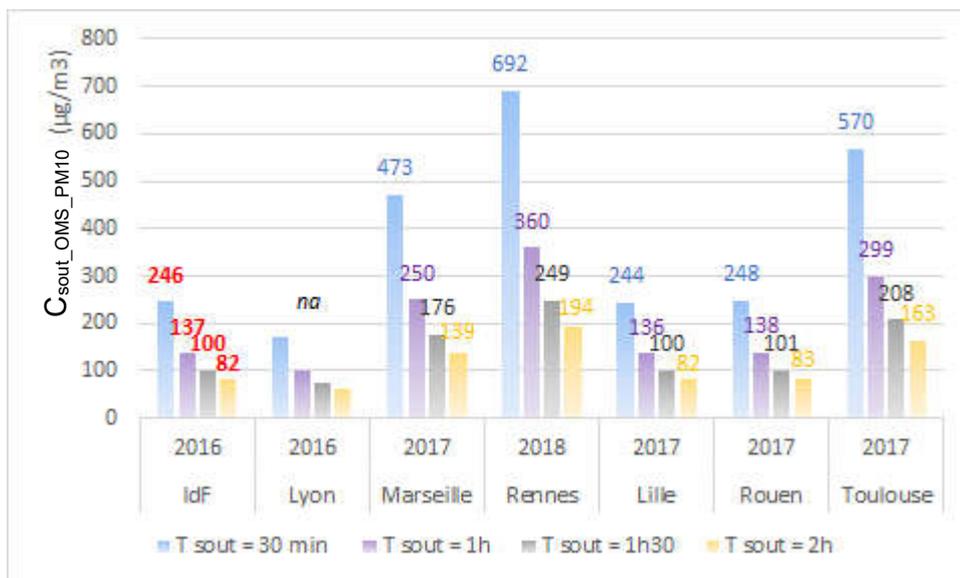
En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur chacune des 7 agglomérations.

na : Non applicable lorsque la valeur de C_{sout_OMS_PM10} initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de C_{sout_OMS_PM10} est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS.

nd : Non déterminé car à Rennes, la station de surveillance de la qualité de l'air ambiant extérieur ne mesurait pas les PM10 avant 2018.

Figure 26 : Valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} (avec scénario « travail en extérieur », Tsout = 2h)

Les valeurs candidates obtenues pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ avec le scénario de travail en extérieur pour les différentes durées $T_{sout} = 30 \text{ min}$, 1h, 1h30 et 2 h sont présentées dans la Figure 27. Les valeurs les plus faibles retenues sont identifiées en rouge dans la figure.



En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur l'ensemble des 7 agglomérations.

na : Non applicable lorsque la valeur de $C_{sout_OMS_PM10}$ initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de $C_{sout_OMS_PM10}$ est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS.

Figure 27 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (avec scénario « travail en extérieur »)

Scénario travail en extérieur – Analyses de sensibilité

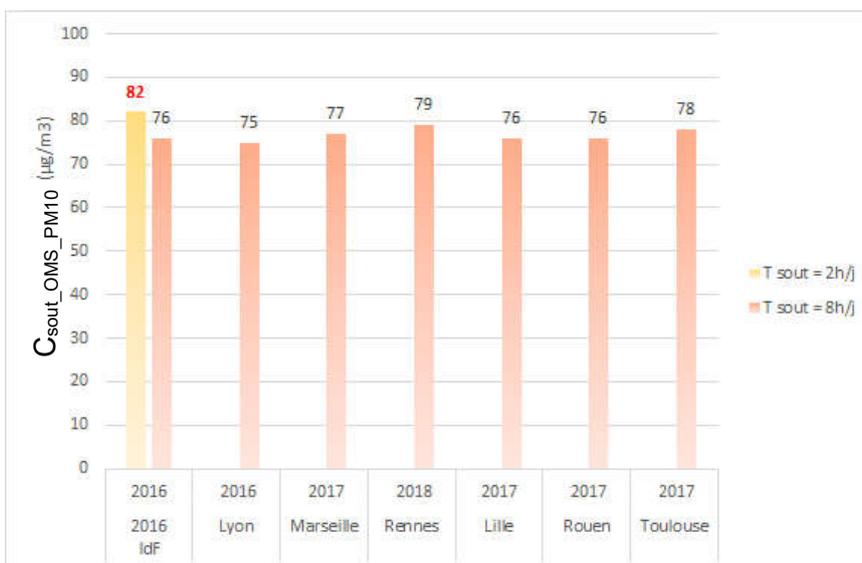
En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur candidate obtenue pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ avec le scénario de travail en extérieur pour une durée $T_{sout} = 2 \text{ h}$ sur l'Île-de-France est inférieure, mais non applicable car inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) (Figure 28). La méthode par exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et remplacement par le micro-environnement « air extérieur », qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, n'est pas non plus applicable ici compte tenu du micro-environnement « air extérieur » (P99,2 ext) qui induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS.



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 na : Non applicable lorsque la valeur de C_{sout_OMS_PM10} initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de C_{sout_OMS_PM10} est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS.

Figure 28 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} (avec scénario « travail en extérieur », Tsout = 2h, agglomération = Ile-de-France, année des concentrations ambiantes extérieures = 2016)

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – Tsout – Tlog), la valeur candidate obtenue pour la C_{sout_OMS_PM10} est légèrement inférieure (76 µg/m³ au lieu de 82 µg/m³ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de C_{sout_OMS_PM10} obtenue est similaire entre les agglomérations (Figure 29).

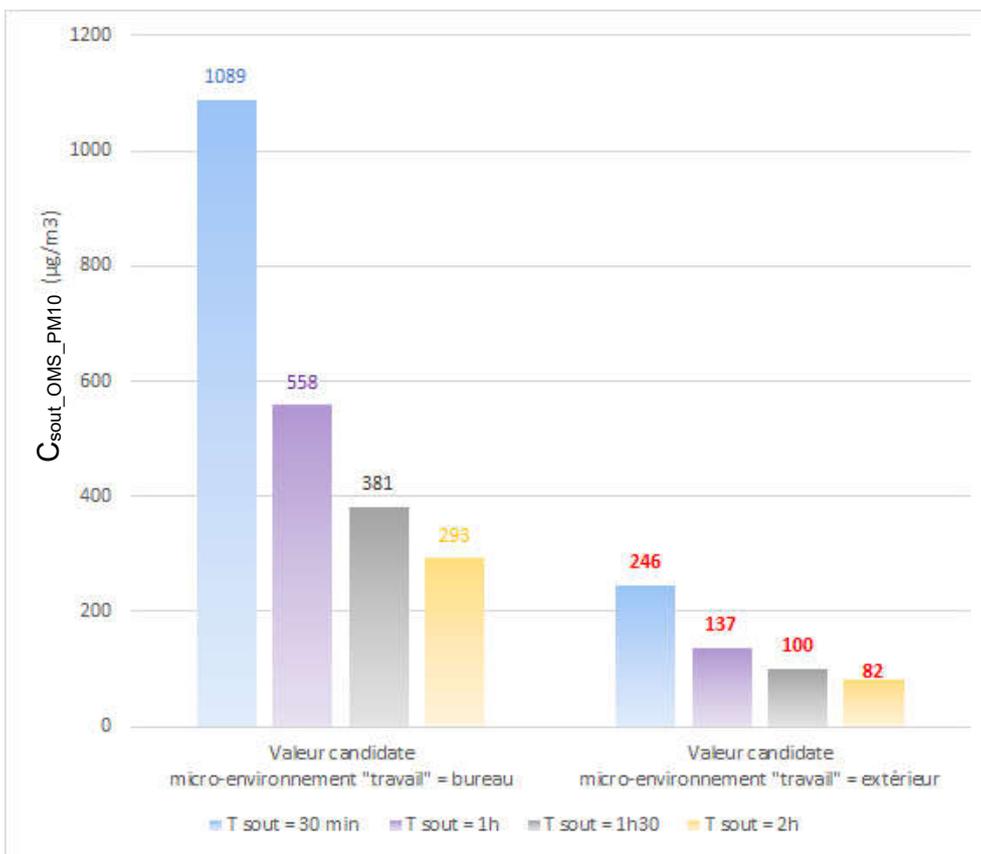


En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 T_{sout} : Durée de fréquentation dans les EFS

Figure 29 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS (T_{sout} = 8h/j) des valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} (avec scénario « travail en extérieur », Tsout = 2h, agglomération = IdF)

Scénario travail en bureau – Analyse principale

Les valeurs candidates obtenues pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ avec le scénario de travail en bureau pour les différentes durées $T_{sout} = 30 \text{ min}$, 1h, 1h30 et 2 h sont présentées dans la Figure 30, ainsi que celles obtenues précédemment avec le scénario de travail en extérieur (cf Figure 27). Les valeurs les plus faibles finalement retenues, déterminant la $C_{sout_OMS_PM10}$ recommandée, sont identifiées en rouge dans la figure.

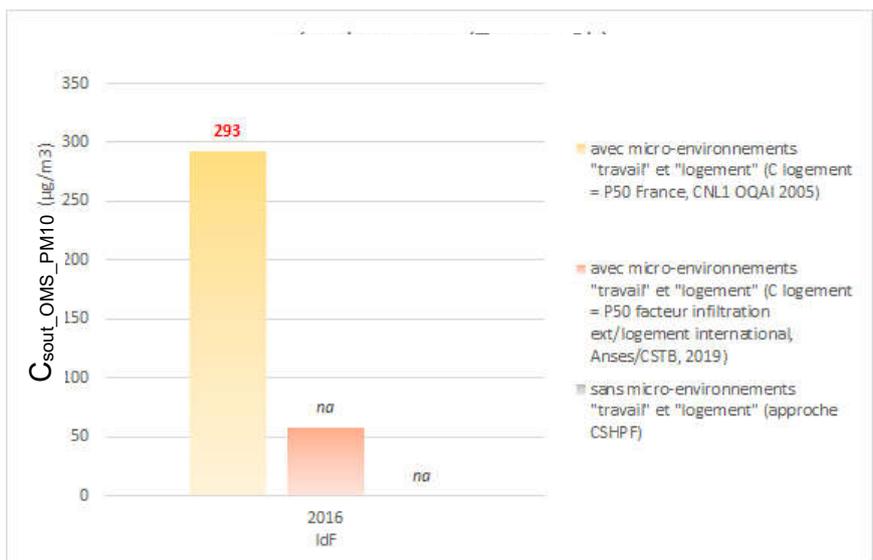


En rouge : les valeurs candidates les plus faibles.

Figure 30 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)

Scénario travail en bureau – Analyses de sensibilité

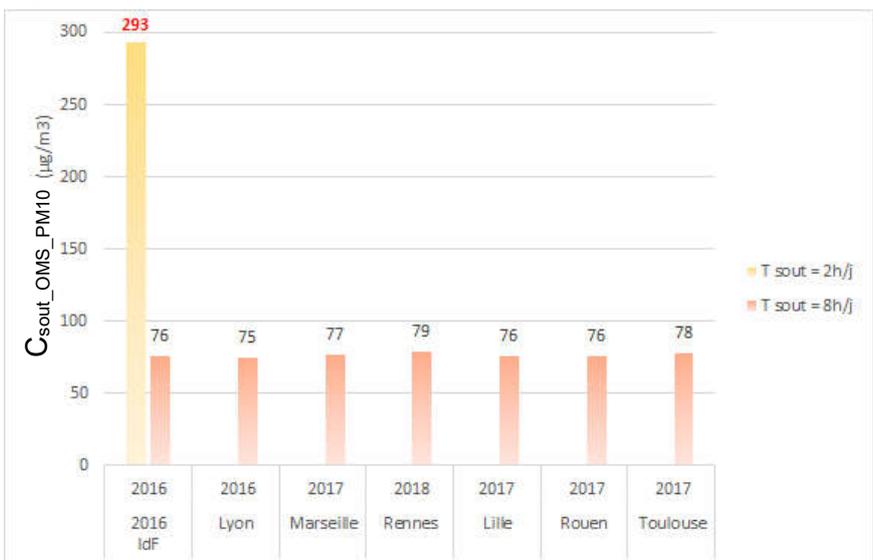
En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur candidate obtenue pour la $C_{sout_OMS_PM10}$ avec le scénario de travail en bureau pour une durée $T_{sout} = 2 \text{ h}$ sur l'Ile-de-France est inférieure, mais non applicable car inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) (Figure 24). La méthode par exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et remplacement par le micro-environnement « air extérieur », qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, n'est pas non plus applicable ici compte tenu du micro-environnement « air extérieur » (P99,2 ext) qui induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS. L'année 2016 utilisée pour la concentration ambiante dans l'air extérieur correspond à l'année pour laquelle les $C_{sout_OMS_PM10}$ calculées avec le facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ et sans micro-environnement « logement » sont les plus faibles.



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 na : Non applicable lorsque la valeur de C_{sout_OMS_PM10} initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de C_{sout_OMS_PM10} est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur guide de l'OMS.

Figure 31 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} (avec scénario « travail en bureau », T_{sout} = 2h, agglomération = IdF, année des concentrations ambiantes extérieures = 2016)

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur (24 – T_{sout} – T_{log}), la valeur candidate obtenue pour la C_{sout_OMS_PM10} avec le scénario de travail en bureau pour une durée T_{sout} = 2 h sur l'Ile-de-France est inférieure (76 µg/m³ au lieu de 293 µg/m³ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de C_{sout_OMS_PM10} obtenue est similaire entre les agglomérations (Figure 32).



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 T_{sout} : Durée de fréquentation dans les EFS

Figure 32 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS (T_{sout} = 8h/j) des valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM10} (avec scénario « travail en bureau », T_{sout} = 2h, agglomération = IdF)

C_{sout_OMS_PM10} retenue

La C_{sout_OMS_PM10} retenue, sur la base de la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.1 et appliquée dans cette Annexe 6, est donc la valeur la plus faible obtenue sur les différents réseaux, soit :

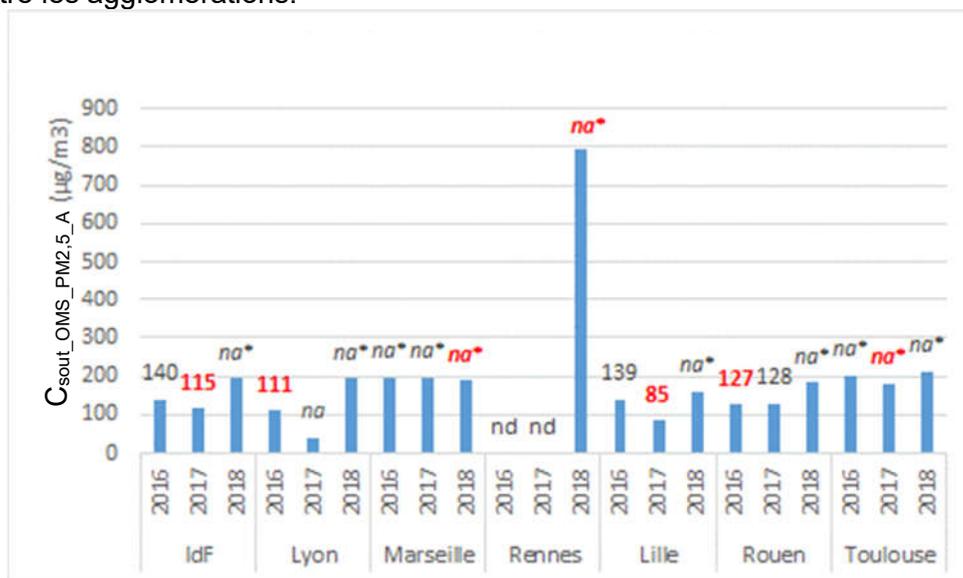
- 82 µg/m³, arrondie à 80 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 100 µg/m³ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 137 µg/m³, arrondie à 140 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 246 µg/m³, arrondie à 250 µg/m³, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

C_{sout_OMS_PM2,5}

C_{sout_OMS_PM2,5_A}

Scénario travail en extérieur – Analyse principale

La valeur cible intermédiaire de l'OMS la plus ambitieuse et pour laquelle il est possible d'obtenir une valeur de C_{sout_OMS_PM2,5_A} applicable (c'est-à-dire supérieure à la concentration dans l'air ambiant extérieur P99,2 ext) sur les réseaux d'EFS présents en France est la valeur cible intermédiaire C_{OMS-IT-3} (soit 37,5 µg/m³ sur 24h). Les valeurs candidates obtenues pour la C_{sout_OMS_PM2,5_A} avec le scénario de travail en extérieur pour une durée T_{sout} = 2 h sont présentées dans la Figure 33. Les années pour lesquelles la valeur est la plus faible sont identifiées en rouge dans la figure. Les valeurs candidates les plus faibles pour la C_{sout_OMS_PM2,5_A}, obtenues avec les autres valeurs de T_{sout}, portent par construction sur les mêmes années (données non montrées). Il n'est pas observé de tendance dans le temps des C_{sout_OMS_PM2,5_A} sur la période 2016-2018 qui soit uniforme entre les agglomérations.



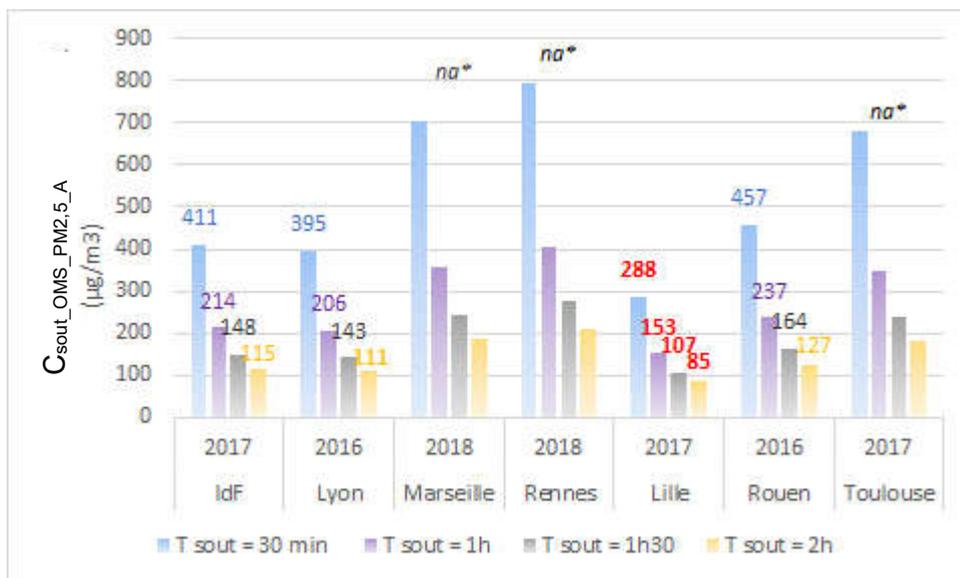
En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur chacune des 7 agglomérations.
 na : Non applicable lorsque la valeur de C_{sout_OMS_PM2,5_A} initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de C_{sout_OMS_PM2,5_A} est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur cible intermédiaire de l'OMS la plus contraignante (OMS IT-3).

na* : Non applicable lorsque la valeur de C_{sout_OMS_PM2,5_A} initialement calculée est supérieure au produit de la valeur de C_{sout_OMS_PM10} sur le réseau d'EFS (cf Figure 26) et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM2,5 / PM10 (cf chapitre 7.1.2.2.2, Figure 14)

nd : Non déterminé car à Rennes, la station de surveillance de la qualité de l'air ambiant extérieur ne mesurait pas les PM2,5 avant 2018.

Figure 33 : Valeurs candidates pour la C_{sout_OMS_PM2,5_A} (avec scénario « travail en extérieur », T_{sout} = 2h)

Les valeurs candidates obtenues pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ avec le scénario de travail en extérieur pour les différentes durées $T_{sout} = 30 \text{ min}, 1\text{h}, 1\text{h}30 \text{ et } 2 \text{ h}$ sont présentées dans la Figure 34. Les valeurs les plus faibles retenues sont identifiées en rouge dans la figure.



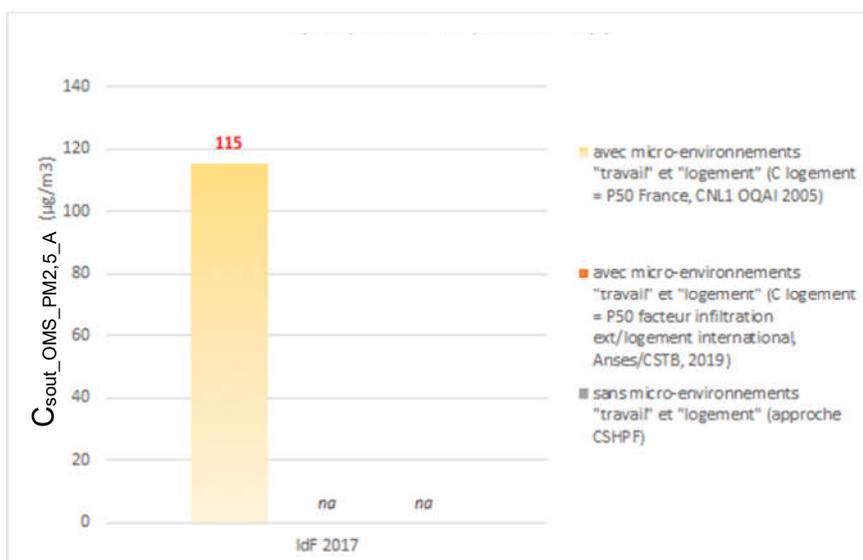
En rouge : les valeurs candidates les plus faibles sur les années 2016, 2017 et 2018 sur l'ensemble des 7 agglomérations.

na* : Non applicable lorsque la valeur de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ initialement calculée est supérieure au produit de la valeur de $C_{sout_OMS_PM10}$ sur le réseau d'EFS (cf Figure 27) et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS $PM2,5 / PM10$ (cf chapitre 7.1.2.2.2, Figure 14)

Figure 34 : Valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur »)

Scénario travail en extérieur – Analyses de sensibilité

En testant l'utilisation du facteur d'infiltration $F_{ext/logement}$ au lieu de la concentration médiane mesurée dans les logements en France, la valeur candidate obtenue pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ avec le scénario de travail en extérieur pour une durée $T_{sout} = 2 \text{ h}$ sur l'Île-de-France est inférieure, mais non applicable car inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) (Figure 35). La méthode par exclusion des micro-environnements « logement » et « travail » et remplacement par le micro-environnement « air extérieur », qui correspond à la même méthode que celle du CSHPF, n'est pas non plus applicable ici compte tenu du micro-environnement « air extérieur » (P99,2 ext) qui induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur cible intermédiaire de l'OMS.



En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 na : Non applicable lorsque la valeur de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ initialement calculée est inférieure à la concentration de fond dans l'air ambiant extérieur (P99,2 ext) voire négative. Cette valeur de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ est non applicable, voire aberrante, car le micro-environnement « travail en extérieur » induit alors une exposition déjà supérieure à la valeur cible intermédiaire de l'OMS la plus contraignante (OMS IT-3).

Figure 35 : Sensibilité au micro-environnement « logement » des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF, année des concentrations ambiantes extérieures = 2017)

En testant l'utilisation d'une durée journalière de fréquentation des EFS de 8h/j, correspondant à la valeur maximale recensée de la durée de fréquentation des travailleurs exerçant dans les EFS (métiers de la maintenance exercés la nuit non inclus) (Anses, 2015, données non montrées), au lieu de 2h/j pour l'Ile-de-France, associé à une valeur de 15,18 h/j dans le logement (moyenne en France l'hiver de la durée de fréquentation du logement pour la population ayant une activité professionnelle) et donc de 0,82 h/j en extérieur ($24 - T_{sout} - T_{log}$), la valeur candidate obtenue pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ avec le scénario de travail en extérieur pour une durée $T_{sout} = 2 h$ sur l'Ile-de-France est inférieure ($75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Ile-de-France). Avec ce scénario, la valeur de $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ obtenue est similaire entre les agglomérations (Figure 36).

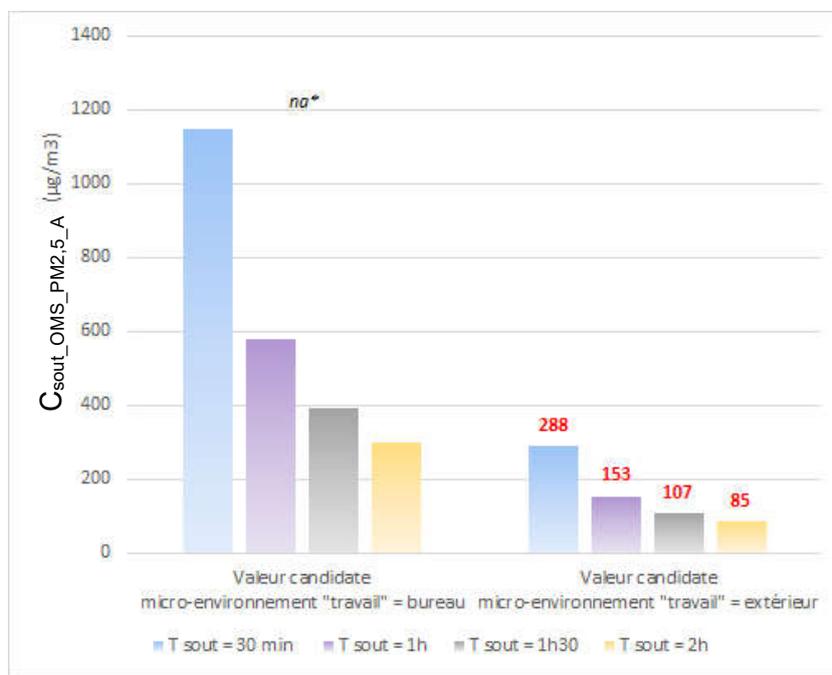


En rouge : valeur candidate sur l'agglomération Ile-de-France (valeur la plus faible des années 2016, 2017, 2018)
 T_sout : Durée de fréquentation dans les EFS

Figure 36 : Sensibilité à la durée de fréquentation des EFS ($T_{sout} = 8h/j$) des valeurs candidates pour la $C_{sout_OMS_PM2,5_A}$ (avec scénario « travail en extérieur », $T_{sout} = 2h$, agglomération = IdF)

Scénario travail en bureau – Analyse principale

Les valeurs candidates pour la $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ obtenues avec le scénario de travail en bureau pour les différentes durées $T_{\text{sout}} = 30 \text{ min}$, 1h, 1h30 et 2 h sont présentées dans la Figure 37, ainsi que celles obtenues précédemment avec le scénario de travail en extérieur (cf Figure 34). Les valeurs les plus faibles finalement retenues, déterminant la $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenue, sont identifiées en rouge dans la figure.



En rouge : les valeurs candidates les plus faibles.

na* : Non applicable lorsque la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ initialement calculée est supérieure au produit de la valeur de $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ retenue (cf p.176) et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM2,5 / PM10 (cf chapitre 7.1.2.2.2, Figure 14)

Figure 37 : Valeurs candidates pour la $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ (scénario « travail en bureau » vs scénario « travail en extérieur »)

 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenue

La $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenue, sur la base de la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.1 et appliquée dans cette Annexe 6, est donc la valeur la plus faible obtenue sur les différents réseaux, soit :

- 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 153 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 288 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

Pour rappel, les $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenues sont par la suite comparées aux $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ pour déterminer finalement les $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ recommandées.

$C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$

Les valeurs retenues pour la $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$ obtenues à partir du produit des $C_{\text{sout_OMS_PM10}}$ retenues (cf p.176) et du ratio moyen des concentrations mesurées en EFS PM2,5 / PM10 (cf chapitre 7.1.2.2.2, Figure 14) sont présentées pour les différentes durées $T_{\text{sout}} = 30 \text{ min}$, 1h, 1h30 et 2 h dans la Figure 38, ainsi que les $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ retenues précédemment. Les valeurs les plus faibles finalement retenues sont identifiées en rouge dans la figure.

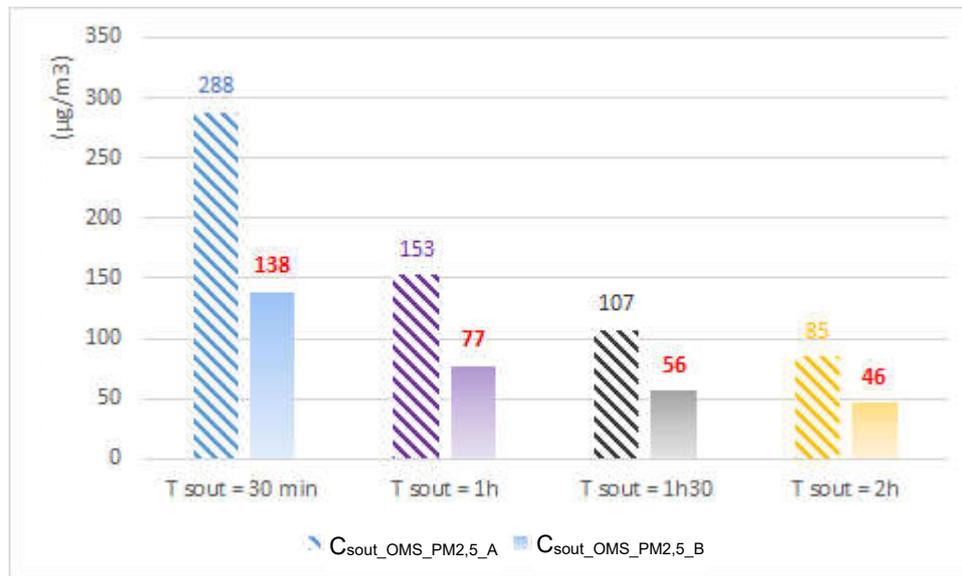


Figure 38 : Valeurs de $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_A}}$ et $C_{\text{sout_OMS_PM2,5_B}}$

 $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$

La $C_{\text{sout_OMS_PM2,5}}$ retenue, sur la base de la démarche décrite au chapitre 7.1.2.2.2 et appliquée dans cette Annexe 6, est donc la valeur la plus faible obtenue sur les différents réseaux, soit :

- 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 2h/j
- 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h30/j
- 77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 1h/j
- 138 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour une durée maximale journalière de fréquentation de 30 min/j

Notes



anses

CONNAÎTRE, ÉVALUER, PROTÉGER

AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail

14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél : 01 42 76 40 40
www.anses.fr — @Anses_fr