



Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur

Olivier Ramalho, Jacques Riberon, Wenjuan Wei, Corinne Mandin

► To cite this version:

Olivier Ramalho, Jacques Riberon, Wenjuan Wei, Corinne Mandin. Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur : Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments, Annexe 12. [Rapport de recherche] ANSES/CSTB 2017-CRD-01, Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), 84 avenue Jean Jaures BP2, 77447 Marne-la-Vallée cedex 2. 2019. hal-02963182

HAL Id: hal-02963182

<https://hal.science/hal-02963182>

Submitted on 9 Oct 2020

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

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

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments

Annexe 12 Rapport de convention de recherche et développement
Anses-CSTB Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur

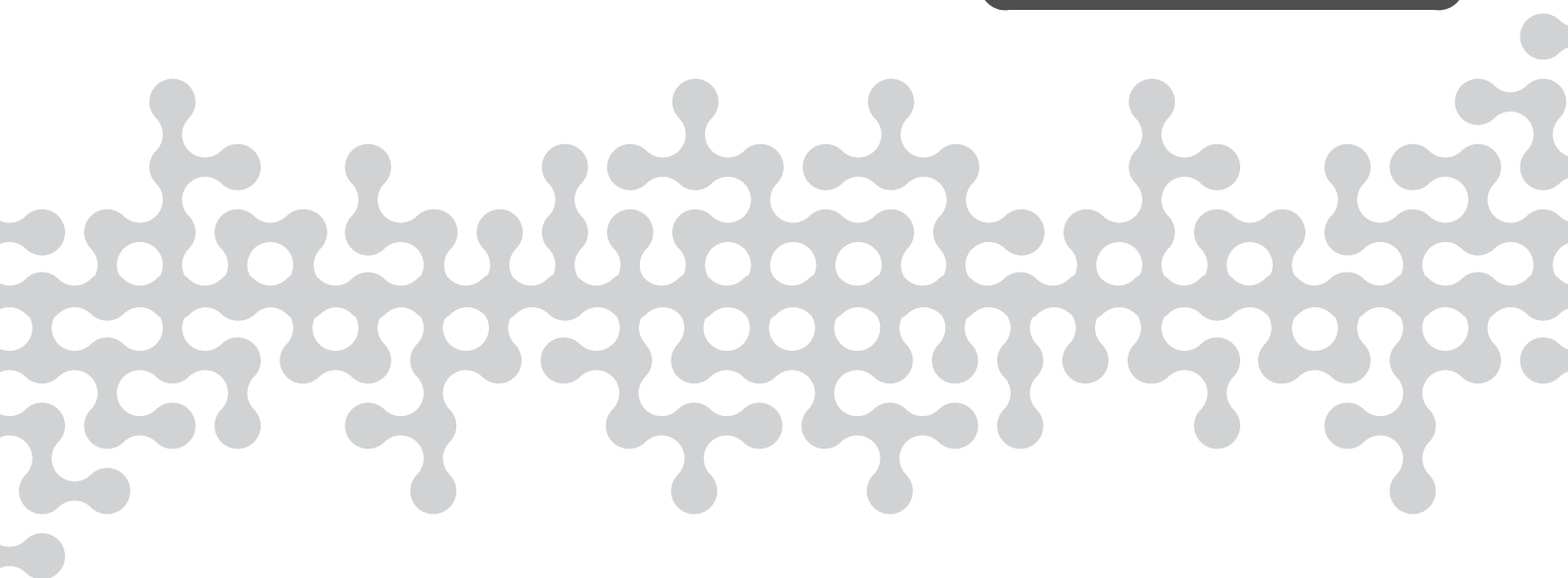
Mai 2019 - Édition scientifique



Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'intérieur des bâtiments

Annexe 12 Rapport de convention de recherche et développement
Anses-CSTB Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur

Mai 2019 - Édition scientifique





Impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur

Olivier Ramalho, Jacques Ribéron, Wenjuan Wei, Corinne Mandin

Convention de recherche et développement (CRD)
ANSES/CSTB 2017-CRD-01

Février 2018

Rapport final n° CSTB/DSC/2017-105b

Table des matières

1	Objectifs de l'étude.....	6
2	Méthodologie de recherche et d'analyse de la littérature.....	7
2.1	Définition des équations de recherche	7
2.2	Mise en œuvre des requêtes	8
2.2.1	Littérature scientifique.....	8
2.2.2	Littérature grise	10
2.2.3	Résultats des requêtes	10
2.3	Export des résultats dans une librairie	13
2.4	Tri des articles suivant leur pertinence	13
2.5	Analyse détaillée des publications retenus	14
3	Indicateurs du transfert intérieur/extérieur.....	19
3.1	La proximité du point de mesure extérieure.....	20
3.1.1	Distance à la source d'émission	20
3.1.2	Facteur de proximité	20
3.2	Le facteur de pénétration p	21
3.3	Le facteur d'infiltration F_{inf}	22
3.3.1	Définition	22
3.3.2	Modes de calculs de F_{inf}	22
3.3.3	Estimation du facteur d'infiltration F_{inf} à partir d'un constituant particulaire.....	26
3.4	Le ratio de concentration intérieur/extérieur (I/E)	27
3.5	La latence.....	27
4	Facteurs affectant le transfert intérieur/extérieur	28
4.1	Les paramètres extérieurs au bâtiment	28
4.1.1	La concentration extérieure de polluant.....	28
4.1.2	Les conditions météorologiques.....	29
4.1.3	La végétation urbaine	30
4.2	Paramètres associés au bâtiment.....	32
4.2.1	Le type de bâtiment	32
4.2.2	Le type de construction	33
4.2.3	Les caractéristiques de l'enveloppe.....	33
4.2.4	Étanchéité à l'air de l'enveloppe et équilibrage des pressions.....	34
4.2.5	La prise d'air neuf.....	35
4.2.6	La présence d'une cheminée ou d'autres conduits vers l'extérieur.....	35
4.2.7	Les espaces adjacents ou attachés au bâtiment.....	36
4.2.8	Le type de ventilation.....	36
4.2.9	La filtration de l'air.....	38
4.2.10	Le taux de renouvellement d'air	40

4.2.11	<i>La constante de dépôt.....</i>	41
4.2.12	<i>Les réactions chimiques en phase gazeuse</i>	42
4.3	Autres voies de transfert des polluants.....	42
4.3.1	<i>Le transport involontaire de polluants.....</i>	42
4.3.2	<i>Le réseau d'eau</i>	43
4.4	Stratégies de réduction de l'exposition aux contaminants d'origine extérieure.....	43
4.4.1	<i>S'abriter de l'extérieur</i>	43
4.4.2	<i>Elimination des polluants d'origine extérieure.....</i>	45
4.4.3	<i>Éléments de discussion autour de la gestion de la pollution extérieure</i>	45
5	Données relatives au transfert intérieur/extérieur des polluants.....	47
5.1	Analyse statistique des données	47
5.2	Données disponibles.....	48
5.3	Benzène	50
5.3.1	<i>Benzène dans les logements</i>	50
5.3.1	<i>Benzène dans les écoles et crèches</i>	51
5.3.2	<i>Benzène dans les bureaux.....</i>	52
5.3.3	<i>Benzène dans les autres types de bâtiments</i>	53
5.3.4	<i>Facteurs intervenant sur le ratio int/ext de benzène</i>	54
5.3.5	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext du benzène</i>	57
5.4	Monoxyde de carbone.....	61
5.4.1	<i>CO dans les logements.....</i>	61
5.4.2	<i>CO dans les écoles.....</i>	62
5.4.3	<i>CO dans les bureaux.....</i>	63
5.4.4	<i>CO dans les autres types de bâtiments</i>	63
5.4.5	<i>Facteurs intervenant sur le transfert int/ext du CO</i>	64
5.4.6	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext du CO</i>	66
5.5	Dioxyde de soufre	68
5.5.1	<i>SO₂ dans les logements</i>	68
5.5.2	<i>SO₂ dans les écoles.....</i>	68
5.5.3	<i>SO₂ dans les autres bâtiments</i>	68
5.5.4	<i>Facteurs associés au transfert int/ext du SO₂</i>	69
5.5.5	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext du SO₂.....</i>	70
5.6	Dioxyde d'azote	72
5.6.1	<i>NO₂ dans les logements</i>	72
5.6.2	<i>NO₂ dans les écoles et crèches.....</i>	73
5.6.3	<i>NO₂ dans les bureaux.....</i>	74
5.6.4	<i>NO₂ dans les autres bâtiments.....</i>	75
5.6.5	<i>Transfert int/ext de NO et NO_x.....</i>	76
5.6.6	<i>Facteurs intervenant sur le transfert int/ext de NO₂.....</i>	77
5.6.7	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext du NO₂.....</i>	81
5.7	Ozone.....	85
5.7.1	<i>Ozone dans les logements.....</i>	85

5.7.2	<i>Ozone dans les écoles</i>	86
5.7.3	<i>Ozone dans les bureaux</i>	87
5.7.4	<i>Ozone dans les autres bâtiments</i>	87
5.7.5	<i>Facteurs influençant le transfert int/ext de l'ozone</i>	88
5.7.6	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext de l'ozone</i>	93
5.8	Particules – Fraction massique PM₁₀	96
5.8.1	<i>PM₁₀ dans les logements</i>	96
5.8.2	<i>PM₁₀ dans les écoles</i>	97
5.8.3	<i>PM₁₀ dans les bureaux</i>	97
5.8.4	<i>PM₁₀ dans les autres bâtiments</i>	98
5.8.5	<i>Facteurs influençant le transfert des particules (PM₁₀)</i>	99
5.8.6	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext des particules (fraction PM₁₀)</i>	103
5.9	Particules - Fraction massique PM_{2.5}	105
5.9.1	<i>PM_{2.5} dans les logements</i>	105
5.9.2	<i>PM_{2.5} dans les écoles</i>	106
5.9.3	<i>PM_{2.5} dans les bureaux</i>	107
5.9.4	<i>PM_{2.5} dans les autres bâtiments</i>	109
5.9.5	<i>Facteurs influençant le transfert des particules (PM_{2.5})</i>	109
5.9.6	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext des particules (fraction PM_{2.5})</i>	119
5.10	Particules - Autres indicateurs	124
5.10.1	<i>Fraction massique PM₁</i>	124
5.10.2	<i>Particules totales (TSP)</i>	125
5.10.3	<i>Particules en volume (PV)</i>	125
5.10.4	<i>Fraction organique (OC)</i>	126
5.10.5	<i>Carbone élémentaire (EC) / noir de carbone (BC) / fumées noires (BS)</i>	127
5.10.6	<i>Particules en nombre (PN)</i>	127
5.10.7	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext des particules</i>	138
5.11	Benzo(a)pyrène	142
5.11.1	<i>Facteur d'infiltration F du benzo(a)pyrène</i>	142
5.11.2	<i>Ratio int/ext du benzo(a)pyrène</i>	143
5.11.3	<i>Concentrations intérieures et extérieures de benzo(a)pyrène</i>	143
5.11.4	<i>Facteurs influençant le transfert int/ext du benzo(a)pyrène</i>	144
5.11.5	<i>Références identifiées pour le transfert int/ext du benzo(a)pyrène</i>	144
5.12	Métaux lourds	146
5.12.1	<i>Facteur de pénétration P des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)</i>	146
5.12.2	<i>Facteur d'infiltration F des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)</i>	147
5.12.3	<i>Ratios int/ext des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)</i>	147
5.12.4	<i>Niveaux de concentrations intérieures et extérieures des métaux lourds</i>	149
5.12.5	<i>Facteurs intervenant sur le transfert int/ext de métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)</i>	151
5.12.6	<i>Références relatives au transfert int/ext de métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)</i>	152
5.13	Moisissures	153
5.13.1	<i>Facteur de pénétration P des moisissures</i>	153
5.13.2	<i>Ratios int/ext associés aux moisissures</i>	154
5.13.3	<i>Concentrations de moisissures à l'intérieur et à l'extérieur</i>	155

5.13.4	<i>Facteurs influençant le transfert int/ext des moisissures</i>	158
5.13.5	<i>Références relatives au transfert int/ext des moisissures</i>	163
5.14	Pollens	165
5.14.1	<i>Facteur de pénétration des pollens</i>	165
5.14.2	<i>Ratios int/ext des pollens</i>	166
5.14.3	<i>Niveaux de concentrations int/ext des pollens</i>	166
5.14.4	<i>Facteurs intervenant sur le transfert des pollens</i>	167
5.14.5	<i>Références relatives au transfert int/ext des pollens</i>	168
5.15	Autres polluants	169
5.15.1	<i>Composés organiques volatils (COV)</i>	169
5.15.2	<i>Composés organiques semi-volatils (COSV)</i>	169
5.16	Synthèse des connaissances sur le transfert int/ext des polluants réglementaires	171
5.16.1	<i>Benzène</i>	171
5.16.2	<i>CO</i>	171
5.16.3	<i>SO₂</i>	172
5.16.4	<i>NO₂</i>	172
5.16.5	<i>Ozone</i>	173
5.16.6	<i>Particules (fraction massique PM₁₀)</i>	174
5.16.7	<i>Particules (fraction massique PM_{2.5})</i>	175
5.16.8	<i>Particules (autres fractions/indicateurs)</i>	176
5.16.9	<i>Benzo(a)pyrène</i>	177
5.16.10	<i>Métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb, Hg)</i>	178
5.16.11	<i>Moisissures</i>	179
5.16.12	<i>Pollens</i>	180
6	Conclusions	181
7	Bibliographie générale	190
8	Références complémentaires associées aux COVs	206
8.1	<i>COVs</i>	206
8.2	<i>Acides</i>	213
8.3	<i>Alcanes, alcènes, oléfines et paraffines</i>	214
8.4	<i>Aldéhydes et cétones</i>	215
8.5	<i>Aromatiques et BTEX</i>	218
8.6	<i>Terpènes</i>	220
9	Références complémentaires associées aux COSVs	222
9.1	<i>COSVs</i>	222
9.2	<i>Alkylphenols</i>	236
9.3	<i>Bisphenol</i>	236
9.4	<i>HAPs</i>	237
9.5	<i>Muscs</i>	243
9.6	<i>Organophosphates</i>	243

9.7	PBDEs	244
9.8	PCBs	246
9.9	Perfluorés	248
9.10	Pesticides	249
9.11	Phtalates	251
9.12	Pyrethroïdes	252
9.13	Retardateurs de flammes	253
10	Annexes	255
10.1	Annexe 1 : Analyse statistique des données disponibles par polluant exprimées en valeur médiane.....	255
10.1.1	Benzène.....	255
10.1.2	CO.....	257
10.1.3	SO ₂	257
10.1.4	NO ₂	258
10.1.5	Ozone	259
10.1.6	PM ₁₀	260
10.1.7	PM _{2.5}	260
10.1.8	Benzo(a)pyrène	262
10.1.9	Moisissures	262
10.2	Annexe 2 : Exemple d'application de la pondération des occurrences par nombre de bâtiments appliquée aux données de transfert int/ext du benzène	264

1 Objectifs de l'étude

L'objectif de l'étude est de recueillir et d'analyser les données de la littérature scientifique concernant l'impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieure. Elle s'articule autour de 2 volets :

- Volet 1 : état des connaissances sur les comparaisons ou ratios de concentrations des polluants d'origine extérieure entre les environnements intérieurs et extérieurs. L'ensemble des données collectées est rassemblé dans une base de données ;
- Volet 2 : revue de la littérature visant à identifier les facteurs et situations influençant le transfert des polluants de l'air extérieur dans les environnements intérieurs ainsi qu'à déterminer leur contribution : typologie et localisation des sources à l'extérieur, conditions climatiques, implantation des bâtiments mais aussi configuration et orientation, particularités géographiques locales, matériaux de construction, configuration et exposition des logements, type d'ouvrants, modes d'aération...

La revue bibliographique porte sur tous les bâtiments en France métropolitaine et dans les pays au climat et modes de construction comparables ainsi qu'à l'outremer. Les données des autres pays sont également recherchées selon l'arbre décisionnel suivant : France > Autres pays européens > Amérique du Nord > Japon, Australie, Nouvelle Zélande.

Les situations accidentelles ou intentionnelles sont exclues du cadre de l'étude. Les habitacles de transport et les gares sont également exclus.

Aucune limite de date n'est imposée *a priori*. Selon le nombre d'études recensées, une limite de date peut être appliquée.

Les substances d'intérêt considérées pour l'étude sont :

- Les moisissures,
- Les pollens,
- Les polluants réglementés :
 - Oxydes d'azotes (NO et NO₂)
 - Ozone (O₃)
 - Dioxyde de soufre (SO₂)
 - Monoxyde de carbone (CO)
 - Benzo(a)pyrène
 - Benzène
 - Particules en suspension (PM_{2,5}, PM₁₀ et autres indicateurs)
 - Métaux lourds (Ni, Pb, Cd, Hg et As)

Selon les données recensées et informations disponibles, d'autres polluants pourraient venir s'ajouter à cette liste.

2 Méthodologie de recherche et d'analyse de la littérature

La méthodologie de recherche et d'analyse a été définie en 5 étapes :

- 1) La définition des équations de recherche en sélectionnant et combinant les différents mots clés à entrer dans les différents moteurs de recherches ;
- 2) Le choix des moteurs de recherches consultés et la mise en œuvre des requêtes ;
- 3) L'export des résultats dans une librairie / gestionnaire de références bibliographiques ;
- 4) Le tri et la sélection des articles pertinents à analyser plus en détail ;
- 5) La récupération et l'analyse en détail des articles sélectionnés. Ces différentes étapes sont détaillées ci-après.

Les études françaises sont visées en priorité puis complétées au besoin par d'autres études internationales.

2.1 Définition des équations de recherche

Les équations de recherche se basent sur la sélection et la combinaison de mots clés. La liste de mots clés suivante est utilisée (Tableau 1). Les mots clés sont répartis en 6 catégories : [intérieur], [extérieur], [transfert], [indicateur], [média] et [région]. Les 3 premières catégories permettent de rechercher la présence d'au moins un des mots clés de chacune des listes (opérateur OR). Les 3 dernières permettent de restreindre la recherche à un seul ou à un petit groupe de mots clés par catégorie. Les équations sont ensuite établies en combinant les différentes catégories avec l'opérateur AND.

Par exemple, une requête ciblée sur un indicateur peut être réalisée à l'aide de l'équation : **[intérieur] AND [extérieur] AND [transfert] AND ([indicateur]= ozone OR O3)**, qui s'écrit de manière détaillée comme suit :

((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND ((ratio*) OR (transfer*) OR penetration OR infiltration OR (relationship*) OR ventilation OR "I/O" OR (concentration*) OR (level*) OR transport OR abatement OR abattement) AND (ozone OR O3)

Cette requête va ainsi cibler toutes les publications qui mentionnent au moins un des termes de chacune des catégories ciblées, quel que soit le média et quelle que soit la région ou le pays de l'étude.

Dans un premier temps, les requêtes sont limitées à la France ([Région] = {France, French, français, française, françaises}), pour laquelle trois requêtes sont créées :

- 1) ((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND ((ratio*) OR (transfer*) OR penetration OR infiltration OR (relationship*) OR ventilation OR "I/O" OR (concentration*) OR (level*) OR transport OR abatement OR abattement) AND (France OR French OR (français*))
- 2) ((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND (air OR gas OR gaz) AND (France OR French OR (français*))
- 3) ((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND (PM OR (particl*) OR (particul*) OR (*aerosol*)) AND (France OR French OR (français*))

Ces 3 requêtes devraient pouvoir cibler l'ensemble de la littérature scientifique ayant des données françaises sur a minima les concentrations intérieures et extérieures et plus spécifiquement sur le transfert.

Tableau 1 : Liste des mots clés utilisés

[Intérieur]	[Extérieur]	[Transfert]	[Indicateur]	[Média]	[Région]
indoor	outdoor	ratio	ozone / O3	air	France
indoors	outdoors	ratios	nitrogen dioxide / NO2	gas	French
intérieur	extérieur	concentration	nitrogen oxide / NO	gaz	français
intérieurs	extérieurs	concentrations	sulfur dioxide / SO2	particle	française
intérieure	extérieure	level	PM10	particles	françaises
intérieures	extérieures	levels	PM2.5	particulate	Europe
		transfer	mass fraction	aerosol	European
		penetration	mould	aerosols	United States
		i/o	mold	particule	North America
		ventilation	fungal	particules	American
		relationship	pollen	particulaire	Canada
		realtionships	carbon monoxide	particulaires	Canadian
		infiltration	benzo(a)pyrene	aérosol	Japan
		abatement	PAH	aérosols	Japanese
		transfert	benzene		
		transport	metal		
		abattement	nickel		
			lead		
			cadmium		
			mercury		
			arsenic		
			dioxyde d'azote		
			monoxyde d'azote		
			plomb		
			mercure		
			fraction massique		
			moisissure		
			moisissures		
			HAP		

2.2 Mise en œuvre des requêtes

2.2.1 Littérature scientifique

Les moteurs de recherche visés pour la littérature scientifique sont :

- 1) **PubMed** (www.pubmed.com) : possibilité d'afficher 200 résultats par page. Les résultats peuvent être exportés de façon individuelle vers Endnote par exemple ou global avec Zotero. Le mode de recherche par défaut (All fields) a été retenu.
- 2) **Scopus** (www.scopus.com) : moteur de recherche du groupe Elsevier, mais qui ne se limite pas aux seuls journaux de l'éditeur. Il a la possibilité d'afficher 200 résultats par page. Export possible vers Mendeley, Endnote et Zotero. Le mode de recherche par

défaut (all fields) scrute les références des articles, ce qui n'est pas souhaitable. La recherche dans les champs Titre, Mots Clés et Résumé, a été retenu.

- 3) **Science Direct** (www.sciencedirect.com) : moteur de recherche associé à l'éditeur Elsevier et donc ne fournit pas de résultats pour les journaux des autres éditeurs. L'affichage maximum est de 200 résultats par page. Exportation vers Mendeley possible (pas toute la page par contre) et vers Endnote en présélectionnant chaque article (pas de sélection globale disponible). Intégration possible dans Zotero par page (plus efficace que Mendeley). La recherche par défaut (all fields) fait remonter des articles dont seules les références sont d'intérêt. Seule la recherche dans les champs Titre, Mots Clés et Résumé, a été retenu.
- 4) **Scholar Google** (scholar.google.com) : le moteur recherche par défaut dans l'intégralité de la page html. Il existe une possibilité de limiter la recherche au niveau du titre du document mais pas de recherche possible sur les mots clés du document, ni sur le résumé. De ce fait, il produit de nombreux résultats (souvent plusieurs milliers) et semble exhaustif mais une limite inhérente bloque les résultats accessibles à 1000 documents. Il est nécessaire de filtrer ensuite les résultats par année ou autre pour avoir une vue d'ensemble. L'affichage est de 20 résultats maximum par page. Les résultats peuvent être exportés vers les gestionnaires de publications comme Zotero (limite d'affichage de la page) ou individuellement vers Endnote. La stratégie retenue est de récupérer les 100 premiers résultats (par ordre de pertinence) pour chaque requête.

Les moteurs suivants ont été testés mais n'ont pas été retenus du fait d'un nombre très limité de résultats, également retrouvés par les autres moteurs de recherche et du choix très restreint d'options de recherche : Mendeley Literature Search, SAGE Journals, Wiley Online Library, IngentaConnect et Taylor & Francis Online.

Les premières tentatives de recherches réalisées sans filtrer le pays ont fait ressortir un nombre trop important de publications. Par exemple, la requête `[((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND (PM OR (partic*) OR (particul*) OR (*aerosol*))]` aboutit à :

- 29600 résultats dans Scholar.google (seules les 1000 premières disponibles) et « seulement » 7570 en ciblant les études françaises.
- 22404 résultats dans Scopus (All fields) dont 3605 mentionnant des données françaises ;
- 4824 résultats dans les champs (Titre/Mots-clés/Résumé) de Scopus sur lesquels 54 concernent des données françaises.
- 1302 résultats par ScienceDirect en sélectionnant les champs (Titre/Mots-clés / Résumé) qui se réduisent à 31 résultats en sélectionnant les données françaises. En sélectionnant tous les champs, la requête est impossible à mener et conduit à une erreur.
- 1774 résultats dans PubMed (All fields) dont 71 sur des données françaises.

Ces observations nous ont orientés vers le choix de cibler en premier les études françaises, quitte à poursuivre les requêtes vers d'autres pays pour les indicateurs ou substances

prioritaires peu représentées. Dans ce cas, le choix se porte en premier vers les pays européens, puis l'Amérique du nord et en dernier lieu le Japon.

Aucune limitation sur les dates de publication n'a été appliquée.

La recherche dans tous les champs risque de faire ressortir des publications qui sortent du thème ciblé. A l'inverse, la recherche dans les champs restreints (Titre / Mots-clés / résumé) peut ne pas retenir des études présentant néanmoins des résultats dans le corps de l'article ou en matériel supplémentaire. La stratégie de recherche adoptée représente un compromis entre ces deux limitations. L'étape de tri permet ensuite de retenir les publications pertinentes pour l'analyse détaillée.

2.2.2 Littérature grise

La méthodologie de recherche de la littérature grise est basée sur 3 étapes :

- 1) La connaissance d'études spécifiques propres à la thématique et non retenues par les requêtes réalisées sur la littérature scientifique ;
- 2) La recherche systématique dans une liste préétablie de sites à consulter ;
- 3) Les résultats de recherche de requêtes précédentes lancées sur un navigateur internet *général* (par exemple www.google.fr) en limitant le nombre de résultats retenus à 100 par requête.

La première étape est fondée sur l'expertise et l'expérience accumulée des auteurs et leurs partenaires. En particulier, il s'agissait de revisiter les travaux déjà menés par le CSTB, l'OQAI et ses partenaires sur la thématique du transfert. A ce stade, les éléments transmis par l'Anses suite à l'appel à manifestations d'organismes pertinents dans le domaine, ont été intégrés.

La seconde étape repose sur la recherche de documents pertinents sur les sites internet d'organismes en lien avec la thématique : AIVC, US EPA, veilles du réseau RSEIN, inventaires de qualité de l'air de l'OQAI, projets européens, comptes rendus de conférences.

Enfin, la troisième étape permet de récupérer des données non couvertes par les moteurs de recherche scientifiques qui peuvent se révéler pertinents pour la thématique.

Faute de temps, certaines sources potentielles d'informations n'ont pas pu être analysées. Il s'agit notamment des documents relatifs au LCSQA et les nombreuses études menées à l'échelle régionale par les AASQA. Ces dernières sont dans une certaine mesure intégrées dans les inventaires de l'OQAI, mais les concentrations extérieures, les ratios et les conditions de transfert n'y sont pas systématiquement renseignés.

2.2.3 Résultats des requêtes

Une première requête ciblant toute étude sur les niveaux ou le transfert intérieur/extérieur avec des données françaises a été menée selon la méthodologie présentée précédemment. Cette requête combine trois sous-requêtes (Tableau 4).

Tableau 2 : Résultats des sous-requêtes

Sous-requête SR1	1	((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND ((ratio*) OR (transfer*) OR penetration OR infiltration OR (relationship*) OR ventilation OR "I/O" OR (concentration*) OR (level*) OR transport OR abatement OR abattement) AND (France OR French OR (français*))
Résultats SR1		SCOPUS (abstract) = 121 / ScienceDirect (abstract) = 52 / PubMed = 136 / Scholar = 100 (limite)
Sous-requête SR2	2	((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND (air OR gas OR gaz) AND (France OR French OR (français*))
Résultats SR2		SCOPUS (abstract) = 96 / ScienceDirect (abstract) = 44 / PubMed = 103 / Scholar = 100 (limite)
Sous-requête SR3	3	((indoor*) OR (intérieur*)) AND ((outdoor*) OR (extérieur*)) AND (PM OR (particl*) OR (particul*) OR (*aerosol*)) AND (France OR French OR (français*))
Résultats SR3		SCOPUS (abstract) = 54 / ScienceDirect (abstract) = 36 / PubMed = 71 / Scholar = 100 (limite)
Requête globale		Total de 480 publications distinctes

Cette requête a permis de cibler l'ensemble de la littérature scientifique ayant des données françaises sur a minima les concentrations intérieures et extérieures et plus spécifiquement sur les paramètres propres au processus de transfert : le facteur de pénétration p , le facteur d'infiltration F_{inf} et le ratio des concentrations intérieure sur extérieure (I/E).

Les requêtes ciblant les études reportant des données de transfert intérieur / extérieur en France ont abouti à la collecte de 480 articles (liste présentée dans le rapport intermédiaire n CSTB/DSC/2017-017). Ces requêtes ne ciblaient pas de polluants particuliers.

Un balayage rapide de cette liste montre qu'elle contient encore des publications qui ne sont pas du tout relatives à la qualité de l'air ou qui concernent d'autres pays que la France, lorsque ces études citaient des travaux réalisés en France. L'étape de tri est donc primordiale pour affiner les études à analyser.

Parmi tous les articles collectés, une très grande majorité d'articles a été rejetée. Le motif principal de rejet était l'absence de données de transfert ou de données à la fois intérieures et extérieures. De nombreuses études génériques ou ciblant les effets sanitaires de la pollution atmosphérique rentrent dans cette catégorie. Le second motif principal regroupe tous les articles qui couvrent un autre champ scientifique qui n'a rien à voir avec la pollution de l'air, mais qui ont identifié l'influence de l'extérieur sur leur thématique particulière. Ce qui explique leur présence dans les articles collectés.

Des études dans des pays au climat spécifique, comme la Chine, la Turquie, Singapour ont également été rejetés. A noter que les études ayant eu lieu en Australie ou Nouvelle-Zélande ont été retenues car leur climat a été jugé proche de celui des Etats-Unis.

Les études ciblant d'autres types d'environnement, comme les habitacles, les trains et les aéroports représentent moins de 4 %.

Les articles non prioritaires étaient au nombre de 43. Il s'agit d'études reportant des niveaux intérieurs et extérieurs de polluants non réglementaires comme les COV (hors benzène), en particulier les aldéhydes, ou comme les substances semi-volatiles (pesticides, retardateurs de flammes, phtalates, ...). A noter que les études retenues pour analyse ciblant le benzène comporte pratiquement toujours des données sur d'autres COV en particulier BTEX. De même,

les études retenues ciblant le benzo(a)pyrène contiennent également systématiquement des données sur les autres HAP, voire d'autres COSV.

Les articles retenus pour l'analyse détaillée sont au nombre de 103 : 43 concernent la France, 46 l'Europe (hors France) et 27 d'autres pays au climat proche de celui de la France ou des études internationales couvrant plusieurs pays. Certains articles peuvent fournir des données de différents pays et peuvent ainsi être comptabilisées plusieurs fois.

L'indicateur pour lequel on dispose du plus grand nombre de données sur le transfert int/ext concerne les particules : 49 articles. Toutefois les paramètres renseignés pour les particules peuvent varier d'une étude à l'autre : fraction massique, concentration en nombre, domaine de taille variable...

Le benzène dispose également de nombreuses données (28 articles) tout comme le dioxyde d'azote (21 articles). Les moisissures (12), l'ozone (12), les métaux (11) et le benzo(a)pyrène (8) sont couverts par 10 à 14 articles. Enfin, les polluants les moins représentés dans les études sont les pollens (3 articles seulement), le monoxyde de carbone (2 articles) et le dioxyde de soufre (4 articles).

Le type de bâtiment le plus représenté est le logement (49 articles), suivi des écoles et crèches (43). Les bureaux sont très peu représentés avec seulement 15 articles. Une vingtaine d'articles (23) couvrent d'autres lieux comme : des types de bâtiments multiples indifférenciés, des hôpitaux, des maisons de retraite, des bâtiments industriels (locaux non spécifiques dans une usine de fabrication de graphite, ou une usine de fabrication de fromage, des ERP (grand gymnase/stade, une librairie, deux articles génériques (revue des facteurs d'infiltration pour différents polluants), et une étude expérimentale (modélisation du facteur de pénétration des particules, SO₂ et NO_x).

Des requêtes complémentaires spécifiques aux substances les moins représentées (toutes sauf particules) ont été menées dans PubMed en associant systématiquement les mots clés associés à la substance à ceux associés au transfert (penetration factor, infiltration factor, ratio). Par contre, aucun filtre relatif au pays n'a été appliqué permettant d'une part d'ouvrir à des études menées au niveau international et d'autre part de récupérer d'éventuelles études réalisées à l'échelle d'une ville ou d'une région sans mention du pays. Les études menées dans des pays au climat trop spécifiques ont été éliminées a posteriori. Ces requêtes complémentaires ont permis d'identifier 76 nouveaux articles à intégrer à la grille d'analyse.

L'analyse de la littérature grise a permis de collecter 95 nouvelles publications : 64 avec des données incluses dans la base de données et 31 plus générales, mais mettant en avant de façon plus spécifique les facteurs influençant le transfert.

Au final, 274 publications ont été retenues. La liste complète des publications analysées est disponible au chapitre 7.

La Figure 1 synthétise la démarche et le nombre de publications retenues à chaque requête.

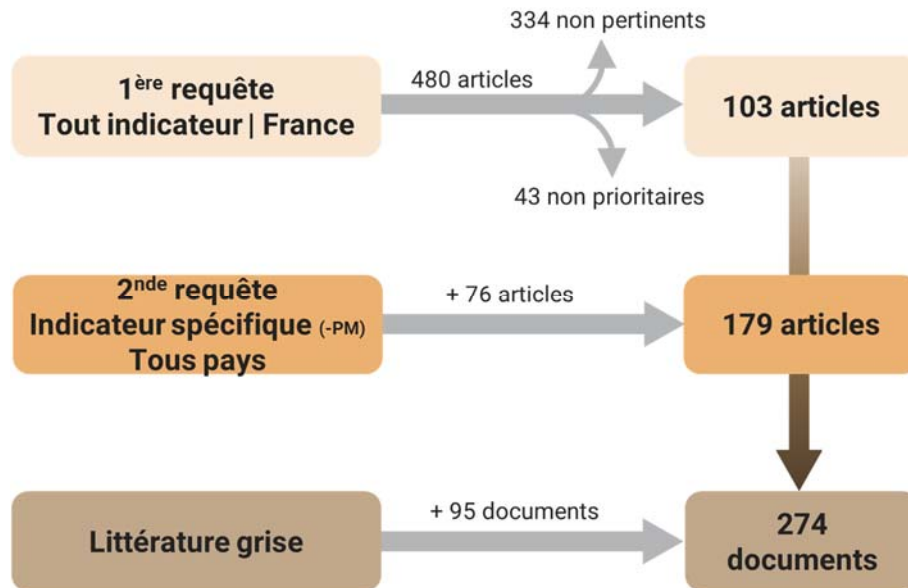


Figure 1 : Schéma des requêtes réalisées et nombre d'articles / documents retenus à chaque étape

2.3 Export des résultats dans une librairie

Les résultats de chaque requête sont exportés vers les gestionnaires de publications Mendeley (gratuit), Zotero (gratuit) ou EndNote (payant), intercompatibles. L'utilisation de différents gestionnaires de publications permet de partager le travail entre collaborateurs et surtout certains gestionnaires comme Zotero sont très pratiques dans l'extraction en une opération de toutes les citations d'une page web.

Au final, deux librairies sont ainsi constituées : l'une comprenant l'ensemble des résultats de la littérature scientifique et l'autre ceux de la littérature grise. Les différentes librairies de résultats sont ensuite toutes rassemblées dans une seule et même librairie EndNote, dans laquelle les résultats en duplicats sont fusionnés.

Une fois les librairies établies, la procédure de tri des articles peut commencer.

2.4 Tri des articles suivant leur pertinence

Chaque publication de la librairie est étudiée au regard de sa pertinence concernant la thématique étudiée. Son titre, son résumé, et son texte sont rapidement balayés pour déterminer si l'article est à rejeter, s'il ne concerne que des agents ou substances jugées à ce stade non prioritaires ou à retenir pour une analyse détaillée. Les résultats de ce tri sont reportés sur la grille de tri.

Le texte complet des publications retenus pour analyse et de celles qui concernent des indicateurs non prioritaires est stocké dans un répertoire spécifique. L'analyse des publications retenues peut alors commencer.

Tableau 3 : Champs à remplir de la grille de tri des publications.

Requête	Pour séparer les publications issues de différentes requêtes
Auteur	Extraction de la librairie EndNote
Année	Extraction de la librairie EndNote
Titre	Extraction de la librairie EndNote
Journal	Extraction de la librairie EndNote
Volume	Extraction de la librairie EndNote
Pages	Extraction de la librairie EndNote
DOI	Extraction de la librairie EndNote
Pays	Pays de l'étude
Type_Bâtiment	Type de bâtiments représentés dans l'étude
Polluant/Paramètre concerné	1 paramètre par ligne
Décision	Analyse / non prioritaire / rejet
Motif du rejet	Autre discipline scientifique / Pays non ciblé / Bâtiment non ciblé / Absence de données extérieures ou de transfert
Commentaires	Autres informations sur l'étude

2.5 Analyse détaillée des publications retenus

L'analyse a pour but de collecter au sein de chaque publication l'ensemble des informations pertinentes relatives aux données intérieures et extérieures d'une substance ou d'un indicateur prioritaire, aux données de transfert et aux facteurs y contribuant.

Les publications séparent quelques fois leurs résultats en différentes catégories : saison, présence de fumeurs, type de systèmes de ventilation. La grille d'analyse permet de collecter les informations selon les catégories définies par les auteurs.

Les informations sont collectées telles qu'elles sont décrites dans l'étude. A ce stade, aucun autre calcul n'est réalisé sur les données d'une publication. Par exemple, aucun calcul de ratio n'est réalisé sur une étude qui ne présente que des concentrations intérieures et extérieures.

Chaque ligne de la table final correspond ainsi à un paramètre mesuré (concentration intérieure ou extérieure, ratio intérieur/extérieur, facteur d'infiltration F ou facteur de pénétration p) d'un indicateur donné selon une catégorie définie et pour une étude. Cela permet par la suite de filtrer les résultats et établir des statistiques appropriées. Les données sont décrites sous forme de moyenne, médiane, écart-type, minimum et maximum. Les percentiles autres que la médiane ne sont pas retenus car ils sont d'une part très variables d'une étude à l'autre et d'autre part leur exploitation statistique par la suite reste difficilement interprétable.

Le ratio int/ext (ou I/E ou I/O) correspond au ratio de concentration intérieure / concentration extérieure. Pour tenir compte du temps de latence inhérent au transfert de l'extérieur à l'intérieur, il est préférable de calculer le ratio sur des concentrations intégrées sur des périodes suffisamment longues, la semaine, la journée, voire l'heure. En deçà de l'heure, les variations du ratio int/ext peuvent être très importantes du fait de décalage entre l'intérieur et l'extérieur.

Le facteur d'infiltration F est un ratio de concentration int/ext mesuré exclusivement en absence de toutes sources intérieures. Il est normalement inférieur ou égal à 1.

Le facteur de pénétration p ou efficacité de transfert décrit le taux de pénétration d'un agent extérieur à travers l'interface intérieur/extérieur d'un bâtiment/pièce. Cette interface peut être une enveloppe, une fissure de l'enveloppe, une entrée d'air, une fenêtre, un conduit de ventilation ou un réseau de conduits.

Ces trois paramètres sont présentés plus en détail au Chapitre 3.

Les champs à remplir de la grille d'analyse détaillée sont présentés au Tableau 3.

Tableau 4 : Champs à remplir de la grille d'analyse détaillée

Catégorie	Champ	Descriptif du champ
Identifiant	Index	Identifiant ligne
	Numéro de requête	pour séparer les études provenant de différentes requêtes / combinaison de requêtes
Descriptif article	Auteur_étude	Premier auteur de l'étude, prérempli EndNote
	Année_publication	prérempli EndNote
	Titre_étude	prérempli EndNote
	Journal	prérempli EndNote
	Volume	prérempli EndNote
	Pages	prérempli EndNote
	DOI	prérempli EndNote
Descriptif étude	Objectif de l'étude	campagne de mesure / étude du transfert / étude épidémiologique / étude d'intervention / autre
Localisation étude	Pays	
	Région	
	Numéro de Département	
	Ville	
	Zone de densité urbaine	urbaine / rurale / périurbaine / mixte / ne sait pas
Période étude	Année_mesure	aaaa ou aaaa - aaaa
	Date début mesure	jj/mm/aaaa ou mm/aaaa
	Date de fin des mesures	jj/mm/aaaa ou mm/aaaa
	Saison/période de chauffe	chauffe / hors chauffe / été / hiver / printemps / automne / outremer / autre
Données bâtiments	Type de bâtiments	logement / école / crèche / bureau / autre
	Autre type de bâtiments	renseigner le type autre ou donner des détails (ex: niveau de l'école ou maison / appartement)
	Bâtiments BPE/NZEB	bâtiment répondant à des critères de performances énergétiques équivalents RT2012 (oui / non / mixte)
	Statut du bâtiment	neuf / existant / réhabilité / à réception / mixte
	Secteur d'activité	Présence d'une activité professionnelle
	Date de construction du/des bâtiment(s)	aaaa ou aaaa - aaaa

	Matériaux de construction du bâtiment	brique / béton / pierre / parpaing / ossature métallique / ossature bois / monomur terre cuite / monomur béton cellulaire / autre
	Précision matériaux de construction du bâtiment	
	Type principal d'isolation	isolation rapportée par l'intérieur / isolation rapportée par l'extérieur / Isolation répartie (matériaux porteurs et thermiquement performants : monomur, béton cellulaire, pierre ponce, bois massif) / Isolation pour ossature bois, acier / autres système / aucun système
	Nature d'isolant des murs (si disponible)	matériau utilisé comme isolant
	Type de ventilation	non renseigné / aucune / ventilation naturelle / ventilation mécanique / mixte
	Précision type de ventilation	descriptif plus détaillé (ex: naturelle par conduit, par grilles hautes et basses, simple flux à balayage, sans balayage, double flux, centrale de traitement d'air, ventilation asservie, etc.)
	Filtration de l'air entrant	oui/non/mixte/ne sait pas
	Type de Filtration	préciser le type de filtres
Conditions intérieures	Conditions d'aération	non renseignées / fenêtres fermées / fenêtres ouvertes (>1) / mixte
	Conditions d'occupation	période exclusive d'occupation / période exclusive d'inoccupation / période mixte d'occupation/inoccupation
	Façade d'exposition	non renseignée / côté rue / côté cour / mixte
	Configuration de la pièce de mesure	mono-exposition (une seule façade avec ouvrants extérieurs) / multi-exposition (2 façades avec ouvrants) / mixte
	Présence de source(s) intérieure(s)	oui / non
	Nature de la (des) source(s) intérieure(s)	descriptif des sources intérieures mentionnées
	Présence de fumeur(s)	oui / non
	Commentaires conditions prélèvement intérieur	descriptif, position et hauteur du point de prélèvement intérieur,
Conditions extérieures	Présence de source extérieure	oui / non
	Type de source principale extérieure	trafic routier / industrie / champ / bois ou forêt / autre
	Nature de la source extérieure	descriptif de la source principale et des autres sources extérieures mentionnées par les auteurs
	Distance du point de mesure extérieur (m)	Distance du point de mesure extérieur au bâtiment (en m)
	Niveau du point de prélèvement	Niveau de référence = niveau de l'entrée principal du bâtiment = 0 (exemple : un logement collectif au 5ème étage est au niveau 5, la route est normalement au niveau 0).
	Commentaires conditions prélèvement extérieur	Nature et spécificités du point extérieur choisi
Indicateur étudié	Indicateur/Polluant	nom de l'indicateur ou du polluant mesuré, 1 seul par ligne
	Indicateur prioritaire CRD	oui/non

	Paramètre renseigné	Concentration int / Concentration ext / ratio int/ext / Facteur d'infiltration F / Facteur de pénétration p
Données mesurées	Type de donnée	mesurée / modélisée / récupérée à la station de surveillance la plus proche
	Durée d'intégration du paramètre	nombre indiquant la durée d'intégration du paramètre concerné
	Unités de durée d'intégration	minute / heure / jour / semaine / mois / année
	Unités du paramètre mesuré	unités utilisées (ratios, F et p n'ont pas d'unités)
	Matrice/média	phase gazeuse / phase particulaire / air (gaz+particules)
	Fraction granulométrique	à renseigner pour les substances mesurées en phase particulaire
	Moyenne (arithmétique)	
	Ecart-type	
	Médiane	Inclue la moyenne géométrique si c'est la seule donnée disponible
	Min	
	Max	
	Nombre d'observations	nombre de mesures correspondant à la moyenne renseignée au préalable.
	Type d'observations	pièces, salles de classes, bâtiments, établissements, points de prélèvements (si plus d'un par pièce)
	Nombre de bâtiments distincts avec mesures	peut être distinct du nombre d'observations (exemple: 17 écoles avec 51 salles mesurées au total)
	Limite de détection	mêmes unités que la concentration
	Limite de quantification	mêmes unités que la concentration
Autre élément associé au transfert	Facteur influençant le transfert int/ext identifié	nature du facteur identifié et contribution chiffrée si fournie. Séparer chaque facteur par ";"
	Localisation de la prise d'air alimentant la salle	non renseignée, grilles ou entrées d'air dans la pièce, en toiture, au niveau du sol, etc.
Métrologie et assurance qualité	Système de prélèvement int ou ext	à renseigner pour chaque agent mesuré en int et en ext
	Préparation échantillon	descriptif et conditions d'extraction ou de désorption
	Technique d'analyse int ou ext	descriptif de système analytique et du mode de quantification.
	Conservation et transport des prélèvements	mode de conservation et de transport s'il y a lieu.
	Incertitude de mesure	Données d'incertitude, d'assurance qualité, cohérence des répliqués, témoins, etc.
Avis/Pertinence de l'étude	Conclusions_auteurs	Conclusions des auteurs de l'étude sur la thématique int/ext
	Commentaire_relecteur	Pertinence de l'étude du point de vue du relecteur
	Financement_étude	Source de financement de l'étude

Les données recherchées sont représentées dans les articles de différentes façons : sous formes de tableaux de valeurs, de graphiques ou disséminées dans le texte, ou encore uniquement disponible dans le matériel supplémentaire. Par ailleurs, les unités utilisées sont variables, concentrations ou rapports de mélanges, fractions massiques différentes, nature des espèces biologiques différentes. Il a été dès lors nécessaire d'harmoniser ces données et

de sélectionner les espèces ou indicateurs les plus appropriés. Lorsque les données étaient seulement disponibles sous forme de graphiques, les valeurs correspondantes ont le plus souvent été estimées en proportion de l'échelle des ordonnées. Le graphique était alors enregistré comme image et traité par le logiciel GetData Graph Digitizer. La Figure 2 illustre ce travail d'extraction des informations.

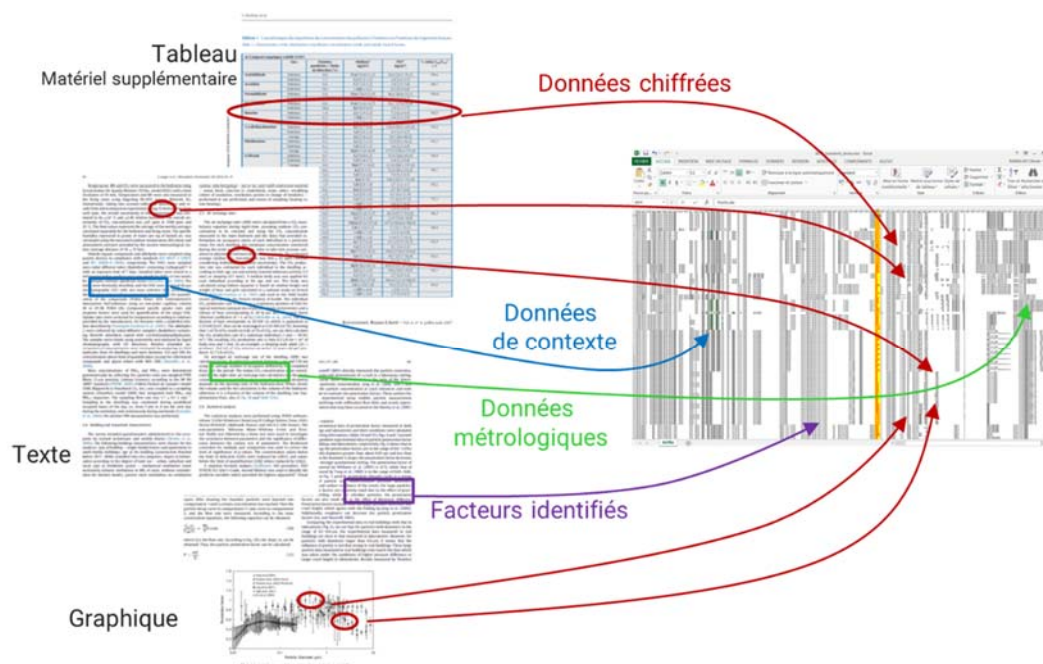


Figure 2 : Extraction des données pertinentes des documents analysés

3 Indicateurs du transfert intérieur/extérieur

Le transport d'un polluant de l'extérieur vers l'intérieur peut survenir de différentes façons :

- Le polluant gazeux et/ou particulaire peut être transporté par l'air échangé entre l'intérieur et l'extérieur selon trois possibilités :
 - Infiltration à travers les fissures de l'enveloppe du bâtiment ou au niveau de l'encadrement des portes et fenêtres ;
 - Ouverture des portes et fenêtres ;
 - Réseau de ventilation et bouches d'entrée d'air.
- Le polluant peut être transporté par les occupants et les animaux, qui se déplacent entre l'intérieur et l'extérieur.
- Le polluant peut être transféré vers le sol ou déjà présent dans le sol avant d'intégrer l'intérieur du bâtiment. Ce dernier cas ne fait pas parti du champ de l'étude.
- Les échanges de poussières sédimentées entre l'intérieur et l'extérieur ne font également pas parti du champ d'investigation.

Compte tenu des différences de conditions climatiques, un polluant peut être amené à changer de phase lorsqu'il pénètre dans l'environnement intérieur et inversement.

La problématique du transfert intérieur/extérieur est schématisée à la Figure 3, et fait intervenir différents indicateurs de transfert.

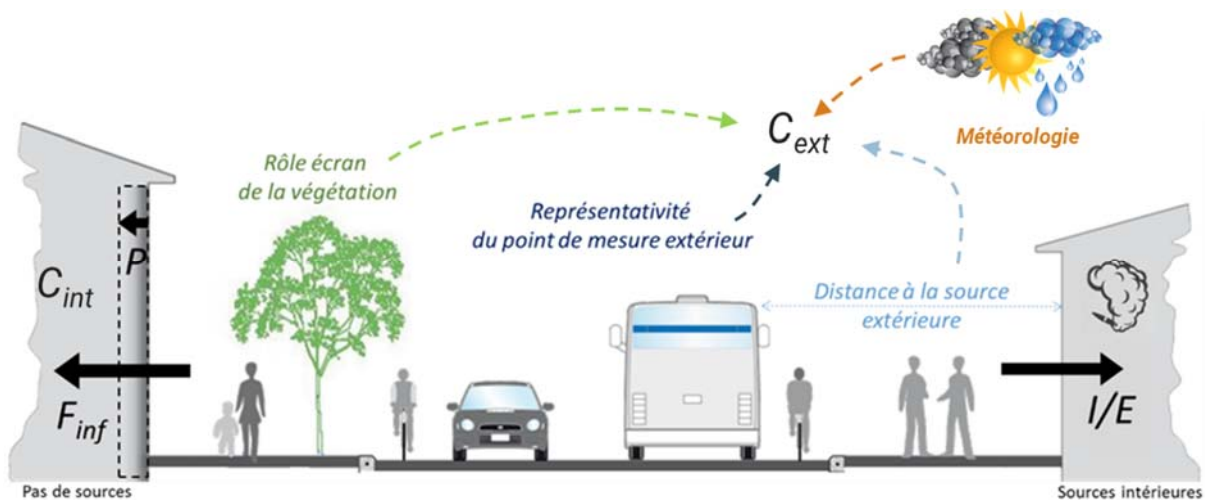


Figure 3 : Schématisation simplifiée de la problématique du transfert intérieur/extérieur et des 3 indicateurs de transfert considérés : le facteur de pénétration P , le facteur d'infiltration F_{inf} et le ratio intérieur/extérieur (I/E).

Les 3 indicateurs se réfèrent à la concentration extérieure (C_{ext}) qui dépend d'autres paramètres.

- P : Facteur de pénétration ou efficacité de transfert au travers de l'interface int/ext du bâtiment (enveloppe, entrée d'air, conduit, fenêtre, etc.)
- F_{inf} : Facteur d'infiltration ou fraction de la concentration extérieure d'un polluant qui a pénétré à l'intérieur et qui reste en suspension dans l'air
- I/E : Ratio int/ext = F_{inf} + contributions éventuelles des sources intérieures
- C_{ext} : Concentration extérieure du polluant.

3.1 La proximité du point de mesure extérieure

3.1.1 Distance à la source d'émission

La concentration d'un polluant d'origine extérieure à proximité de la prise d'air d'un bâtiment peut être différente de celle observée à sa source. En fonction de la distance de son point d'émission, des conditions météorologiques, en particulier de pression et de vent ainsi que de la topographie des éléments extérieurs, la concentration d'un polluant peut être diluée ou à l'inverse dans de rares cas se voir renforcée.

La concentration extérieure d'un polluant peut être estimée en fonction de la distance de son point d'émission, de la vitesse du vent au sein des villes par un modèle simple (d'après Neophytou et Britter (2004), cité par Matthews et al. (2017)) :

$$C_{max} = \frac{Q}{U} \frac{K}{x^2}$$

C_{max} : concentration maximale du polluant,

U : vitesse du vent

Q : débit d'émission du polluant

K : constante sans dimension lié à la topographie des bâtiments, variant entre 10 et 20

x : distance par rapport au point d'émission

Des modèles plus élaborés de dispersion atmosphérique existent pour déterminer plus finement l'évolution de la concentration en fonction des caractéristiques du panache, les conditions météorologiques et la topologie urbaine notamment. La description de ces modèles sort du cadre de cette étude.

3.1.2 Facteur de proximité

Très souvent également, les mesures extérieures ne sont pas situées à proximité immédiate des bâtiments étudiés, mais proviennent des stations de mesure d'un réseau de surveillance. Là encore, suivant la distance de la station, la topologie urbaine, la présence d'un écran végétal (une rangée d'arbres par exemple), les paramètres météorologiques, et la réactivité du polluant considéré, des différences significatives peuvent être observées avec des mesures réalisées au niveau de la façade du bâtiment. Certaines études introduisent la notion de facteur de proximité (PROX), qui est le rapport de la concentration extérieure au point de transfert du microenvironnement intérieur considéré à la concentration extérieure recueillie sur un site central (station de réseau de surveillance par exemple).

La concentration extérieure considérée dans les études n'est donc pas toujours de même nature. Et cette variabilité impacte directement la caractérisation du transfert intérieur/extérieur.

3.2 Le facteur de pénétration p

Le facteur de pénétration p ou efficacité de transfert décrit le taux de pénétration (fraction de la concentration extérieure non éliminée) d'un agent extérieur à travers l'interface intérieur/extérieur d'un bâtiment ou d'une pièce. Cette interface peut être une enveloppe, une fissure de l'enveloppe, une entrée d'air, une fenêtre, un conduit de ventilation ou un réseau de conduits. Ce facteur traduit la résistance de l'interface au transfert du polluant. Si P est égal à 1, l'interface n'offre aucune résistance au transfert. Si P est inférieur à 1, l'interface représente une résistance au transfert et le polluant va se retrouver en partie piégé, filtré ou déposé au sein de cette interface.

Il est introduit notamment par Dockery & Spengler en 1981 comme étant : $P = 1 - F$

Il représente la fraction de la concentration extérieure de polluant non éliminée par « filtration » au travers de fenêtres, portes, fissures des murs, défauts d'étanchéité et conduits éventuels (F : fraction éliminée par « filtration »).

Le facteur de pénétration des particules au travers de fissures est donné comme le produit de 3 facteurs de pénétration liés chacun respectivement à la perte par sédimentation le long du parcours (P_{sed}), à la perte par diffusion (P_{diff}) et à l'impaction (P_{imp}) des particules (Liu et Nazaroff, 2001) :

$$P = P_{sed} \times P_{diff} \times P_{imp}$$

Chacun des trois termes peut être décrit selon différentes équations qui font appel à la physique des aérosols, les caractéristiques de l'écoulement aéraulique et la géométrie de la fissure considérée et la nature de l'enveloppe du bâtiment (Chen et Zhao, 2011).

Pour les gaz réactifs, le facteur de pénétration au travers des fissures (idéales et rectangulaires) peut être estimé par l'équation suivante (Liu et Nazaroff, 2001) :

$$P = \exp\left(-\frac{2v_0z}{Ud}\right)$$

Avec z , longueur de la fissure, d , hauteur de la fissure, U , la vitesse moyenne de l'air dans la fissure, et u_0 la vitesse de sorption spécifique au gaz et au matériau considéré (symbolisant la réactivité du gaz avec les surfaces). Plus la longueur de la fissure augmente, ou plus la vitesse de sorption est importante, plus P diminue. A l'inverse, plus la vitesse d'écoulement de l'air est grande ou la hauteur de la fissure conséquente, plus P tend vers 1.

Stephens et al. (2012) ont estimé expérimentalement le facteur de pénétration P pour l'ozone en utilisant l'équation suivante à l'état stationnaire en générant de l'ozone et un gaz traceur et en étudiant les décroissances :

$$P = \frac{C_{in}}{C_{out}} \frac{\lambda + \beta}{\lambda}$$

Cette équation peut également être utilisée pour d'autres polluants comme les particules, lorsque l'état stationnaire est établi, par exemple en période nocturne dans une salle de classe (Tran et al., 2015).

Stephens et al. (2012) ont également estimé le facteur de pénétration P de façon dynamique par une estimation non-linéaire par moindres carrés :

$$\frac{dC_{in}}{dt} = P\lambda C_{out} - (\lambda + \beta)C_{in}$$

Zhao et Stephens (2016, 2017) ont estimé le facteur de pénétration P à partir de concentrations en continu d'ozone et de particules en tenant compte de la variation temporelle de la concentration extérieure avec l'équation discrète suivante :

$$C_{in,t} = P\lambda C_{out,t}\Delta t + (1 - (\lambda + k)\Delta t)C_{in,t-1}$$

Connaissant le taux de renouvellement d'air λ , ils peuvent ainsi estimer le facteur de pénétration P et la constante de dépôt k par régression des moindres carrés non-linéaire. (Δt : pas de temps).

3.3 Le facteur d'infiltration F_{inf}

3.3.1 Définition

Le facteur d'infiltration F_{inf} 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. Toute autre valeur met en doute l'hypothèse préalable de l'absence de sources intérieures lors de sa caractérisation.

Le facteur d'infiltration F est le paramètre qui permet de déterminer la contribution des apports extérieurs à la concentration mesurée dans un environnement intérieur.

$$F_{INF} = \frac{a \cdot P}{a + k}$$

Avec k qui représente la constante de dépôt (h^{-1}), et a le taux de renouvellement d'air, mais peut également représenter d'autres constantes de pertes comme des pertes par évaporation pour les espèces semi-volatiles (nitrates particulaires) ou d'autres changements de phases pour les semi-volatils, ou encore des pertes par réaction chimique.

3.3.2 Modes de calculs de F_{inf}

Dans un environnement donné à l'état stationnaire, la concentration intérieure varie proportionnellement à la concentration extérieure. L'état stationnaire suppose que les paramètres sont stables, en particulier le taux de renouvellement d'air, la constante de

sorption, et le débit d'émission des sources intérieures. Dans ces conditions, la relation est linéaire et la pente de la droite représente le facteur d'infiltration et l'ordonnée à l'origine le terme lié aux sources intérieures. L'équation, formule initiale de Dockery & Spengler (1981), reprise dans de nombreuses études dont Hänninen (2004, 2011), s'écrit alors :

$$C_{int} = \frac{\lambda \cdot p}{(\lambda + k)} C_{ext} + \frac{\dot{S}}{(\lambda + k)}$$

Avec le facteur de pénétration (P) sans unités, la constante de sorption k (h⁻¹), le taux de renouvellement d'air (λ) (h⁻¹) et $\dot{S}$ le débit d'émission moyen rapporté au volume (μg/m³/h).

Diapouli (2013) développe l'équation précédente en intégrant un paramètre de non stationnarité de la concentration intérieure :

$$\overline{C_{in}} = \frac{a \cdot P}{a + k} \cdot \overline{C_{out}} + \frac{Q_{is}}{V \cdot (a + k)} - \frac{\Delta C_{in}}{\Delta t \cdot (a + k)}$$

En l'absence de sources intérieures, et en faisant varier le taux de renouvellement d'air et par conséquent le facteur d'infiltration, Long et al. (2001) propose une méthode pour déterminer à la fois le facteur de pénétration P et la constante de sorption k :

$$C_{in} = \frac{a \cdot P}{a + k} \cdot C_{out} \Rightarrow \frac{C_{out}}{C_{in}} = \frac{a + k}{a \cdot P} \Rightarrow \frac{C_{out}}{C_{in}} = \frac{k}{P} \cdot \frac{1}{a} + \frac{1}{P}$$

Cette méthode permet par régression du rapport C_{ext}/C_{int} en fonction de l'inverse du taux de renouvellement d'air de déterminer la pente k/P et l'ordonnée à l'origine 1/P.

Meng et al. (2005) ont montré que F_{inf} varie selon le mode de calcul. En particulier, lorsque F_{inf} est déterminé à partir de données moyennées de facteur de pénétration, taux de renouvellement et constante de dépôt, la valeur obtenue diffère par rapport à la moyenne de différentes valeurs de F_{inf} .

$$\frac{\bar{P}\bar{a}}{\bar{a} + \bar{k}} \neq \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{P_i a_i}{a_i + k_i}$$

Pour des mesures continues sur des périodes sans sources intérieures, on peut écrire que la concentration intérieure au temps t est la somme de ce qui entre de l'extérieur au temps t et de ce qui reste à l'intérieur du temps t-1 (Polidori et al., 2007).

$$C_t^{int} = a_1 C_t^{out} + a_2 C_{t-1}^{in}$$

$$F_{inf} = \frac{a_1}{1 - a_2}$$

Dans ces conditions, il suffit de déterminer les paramètres a_1 et a_2 par régression linéaire multiple pour calculer le facteur d'infiltration moyen.

En présence d'une ventilation mécanique par insufflation et recirculation d'air, le facteur d'infiltration à l'état stationnaire en l'absence de sources intérieures est donné par Riley et al. (2002) :

$$\frac{C}{C_o} = \frac{\frac{Q_m}{V}(1 - \eta_m) + \frac{Q_n}{V} + \frac{pQ_i}{V}}{\frac{Q_r\eta_r}{V} + \beta + \frac{Q_m + Q_i + Q_n}{V}}$$

Cette équation découle du bilan de masse suivant, pour des particules selon leur taille, en conditions isothermiques, sans resuspension ni coagulation, et sans changements de phase :

$$\frac{d(CV)}{dt} = Q_m C_o (1 - \eta_m) + Q_n C_o + p Q_i C_o - Q_r \eta_r C - C \sum_j v_{d,j} S_j - (Q_m + Q_i + Q_n) C$$

Avec C : concentration intérieure de particules d'origine extérieure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_o : concentration extérieure de particules ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

j : indice d'orientation de surface (horizontales face dessus dont sol, horizontales faces dessous dont plafond, et verticales)

$V_{d,j}$: vitesse de sorption selon orientation (m/s)

S_j : surface de l'orientation j (m^2)

η_m et η_r : efficacité des filtres air neuf (make-up) et recirculation

P : facteur de pénétration (appliqué ici seulement à l'infiltration, $p = 1$ pour ouverture de fenêtres et sinon inclus dans l'efficacité des filtres)

Q_m , Q_r , Q_n et Q_i : débits d'air neuf, de recirculation, de ventilation naturelle (ouverture de fenêtres et portes) et d'infiltration (m^3/s)

Et $\beta = \sum_j v_{d,j} S_j$

Les conditions stationnaires sont généralement peu applicables dans la réalité sauf à intégrer sur une période suffisamment longue.

La resuspension des particules va augmenter le ratio C/C_o et donc le facteur d'infiltration.

Shi et al. (2017) propose une formule de calcul pour le facteur d'infiltration à l'état stationnaire pour les bâtiments équipés de ventilation mécanique sur une durée intégrant également les ouvertures de fenêtres comme suit :

$$F_{inf,m} = F_{inf,mo} \cdot f_{mo} + F_{inf,no} \cdot f_{mf,o} + F_{inf,nc} \cdot (1 - f_{mo} - f_{mf,o})$$

Ou bien pour un bâtiment sans système spécifique de ventilation :

$$F_{inf,n} = F_{inf,n,c} \cdot (1 - f_{wo}) + F_{inf,n,o} \cdot f_{wo}$$

Avec f_{wo} la fraction de temps où les fenêtres sont ouvertes [Le degré d'ouverture des fenêtres n'est pas pris en compte, donc $F_{inf,n,o}$ est une valeur moyenne].

Avec $F_{inf,n,c}$: le facteur d'infiltration lorsque les fenêtres sont fermées

$$F_{inf,n,c} = \frac{AER_{n,c} \cdot P_{p,c}}{AER_{n,c} + K_{p,c}}$$

Avec $F_{inf,n,o}$: le facteur d'infiltration lorsque les fenêtres sont ouvertes :

$$F_{inf,n,o} = \frac{AER_{n,o} \cdot P_{p,o}}{AER_{n,o} + K_{p,o}}$$

Avec $F_{inf,mo}$ le facteur d'infiltration lorsque le système de ventilation mécanique est en marche :

$$F_{inf,mo} = \frac{AER_{m,f} \cdot (1 - \eta_{m,f})}{AER_{m,f} + AER_{m,r} \cdot \eta_{m,r} + K_p}$$

Avec m : ventilation mécanique ; mo : ventilation mécanique en marche ; r : recirculation ; f : air frais ; η : efficacité de filtration. P : facteur de pénétration. K : taux de dépôt des particules (h^{-1}). P et K sont fonction de la taille des particules. AER : taux de renouvellement d'air (h^{-1}).

Pour résumer, le facteur d'infiltration F_{inf} peut être estimé selon différentes équations prenant en compte différentes hypothèses selon ce que l'on cherche à représenter. De manière générale, la détermination du facteur d'infiltration F_{inf} se traduit par la régression de la concentration intérieure selon la concentration extérieure. Ces concentrations peuvent tout aussi bien représenter un suivi temporel dans un seul bâtiment comme de multiples paires de concentrations intégrées et observées dans un grand nombre de bâtiments différents. Dans le premier cas, F_{inf} correspond à une valeur moyenne intégrée dans le temps pour un bâtiment donné. Dans le second cas, F_{inf} correspond à la valeur moyenne pour un parc de bâtiments donné. Cela suppose toutefois l'absence de sources intérieures ou tout au moins la constance de ces sources dans le temps et entre les bâtiments le cas échéant. Une dernière possibilité pour estimer F_{inf} réside dans la résolution numérique du modèle dynamique permettant d'ajuster la concentration intérieure modélisée à celle mesurée. Cette modélisation permet d'estimer le facteur de pénétration P et/ou la constante de dépôt k , ce qui fournit par calcul le facteur d'infiltration F_{inf} connaissant le taux de renouvellement d'air.

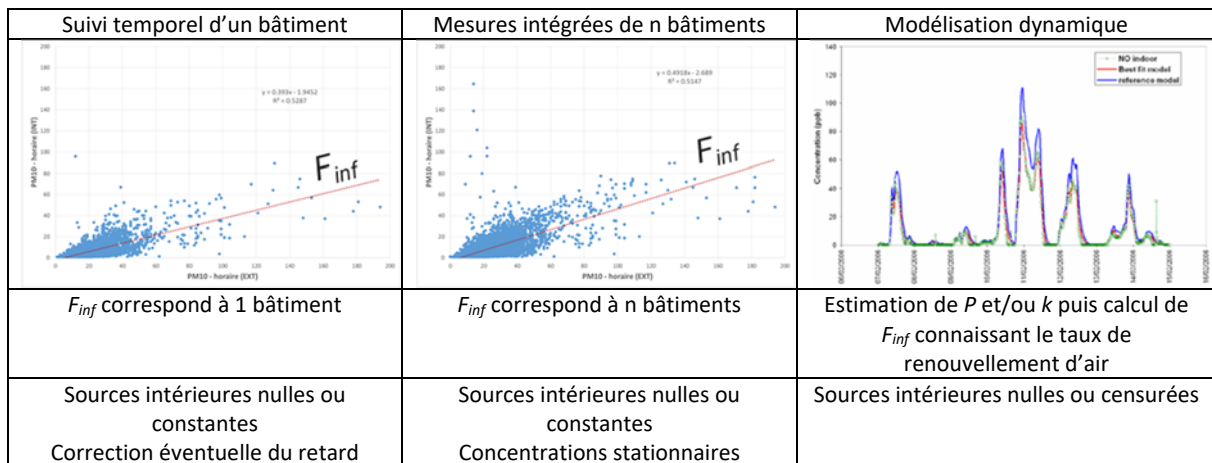


Figure 4 : Les trois principaux modes de calculs de F_{inf} schématisés

3.3.3 Estimation du facteur d'infiltration F_{inf} à partir d'un constituant particulaire

Pour les particules, le facteur d'infiltration peut être estimé à partir du ratio intérieur/extérieur d'un constituant qui est uniquement ou majoritairement d'origine extérieure, comme le soufre. Cela suppose également que le comportement physique du soufre soit similaire aux autres constituants de la fraction massique des particules d'origine extérieure (MacNeill et al., 2014).

Meng et al. (2005) : estimation de F_{inf} de $PM_{2.5}$ en combinant les F_{inf} des espèces particulières :

$$F_{INF} = \sum_i w_i F_{INFi} = \sum_i w_i \frac{P_i a}{a + k_i}$$

W_i fraction massique de l'espèce particulaire (soufre, noir de carbone par exemple).

Limitation de l'approche par constituant :

Attention toutefois, le constituant utilisé peut ne pas représenter le comportement global de la particule d'origine extérieure. En effet, le soufre et les sulfates par exemple ne sont pas volatiles. Ils représentent donc le comportement de la fraction non-volatile des particules. Or, dans certains environnements et certaines conditions météorologiques, la particule d'origine extérieure va perdre une partie de ses constituants les plus volatiles en pénétrant dans un environnement intérieur souvent plus chaud. C'est notamment le cas du nitrate d'ammonium qui se volatilise sous forme d'ammoniaque et d'acide nitrique pour finalement se redéposer sur les surfaces (Lunden et al., 2003a et 2003b). Dès lors, utilisé un constituant non volatil comme le soufre ou le noir de carbone (black carbon BC également non volatil) tend à surestimer le facteur d'infiltration lorsque la fraction semi-volatile des particules est importante. D'autre part, il est toujours nécessaire de s'assurer de l'absence de sources intérieures du constituant pris en compte qui risquent de fausser l'estimation du facteur d'infiltration.

3.4 Le ratio de concentration intérieur/extérieur (I/E)

Le ratio de concentration int/ext (I/E) se déduit directement des mesures réalisées en simultané à l'intérieur et à l'extérieur, sur une durée d'intégration définie mais très variable selon les études. Il est dépendant de tous les facteurs qui affectent C_{int} comme des facteurs affectant C_{ext} , notamment la présence de sources. La formule générale est exprimée par Freijer et Bloemen (2000) :

$$IO_T = \frac{\int_T C_i(t) dt}{\int_T C_o(t) dt}$$

Le ratio I/E ou I/O représente le premier niveau d'information concernant le transfert. Il est néanmoins extrêmement variable, étant donné que l'absence de sources intérieures n'est pas toujours vérifiée. De façon plus générale, il ne rend pas compte de la complexité des phénomènes associés au transfert. Il ne peut donc pas être considéré comme un bon indicateur du transfert int/ext.

Lorsque le ratio I/E est déterminé en l'absence certaine de sources intérieures, la valeur correspondante peut être assimilée à un facteur d'infiltration.

3.5 La latence

Le délai de transfert entre l'extérieur et l'intérieur est un paramètre à prendre en compte lorsqu'on détermine le ratio int/ext ou le facteur d'infiltration par régression. Ce délai peut varier selon les indicateurs, mais aussi selon la longueur de trajet que la molécule ou la particule doit parcourir, ainsi que d'autres paramètres aérauliques. Il est responsable de la forte variabilité des ratios int/ext déterminés pour des concentrations intégrées sur des périodes inférieures ou égales à l'heure. Pour des périodes plus longues, l'impact du délai de transfert tend à s'atténuer et peut être négligé.

Dans l'étude menée à Paris, Porte de Vincennes (Kirchner et al., 2002), un délai de 1 heure a été observée entre les pics de concentration survenus à l'extérieur et ceux observés à l'intérieur. Dans le rapport de l'AIVC TN 58, les auteurs citent également comme exemple un délai de 1 heure ou plus pour le CO (Sherman et Matson, 2003).

Dans une école du Havre, une latence moyenne de 15 min était observée entre la concentration de SO₂ intérieure et extérieure, et variable entre 0 et 30 min. Cette latence est du même ordre de grandeur que le taux de renouvellement d'air. De ce fait, lors des pics de pollution, il y a donc souvent un déphasage entre la concentration intérieure et extérieure. La prise en compte d'un historique de mesure des niveaux extérieurs, par exemple jusqu'à 2 heures pour le SO₂ dans cette étude, est nécessaire pour déterminer correctement le ratio I/E ou le facteur d'infiltration.

4 Facteurs affectant le transfert intérieur/extérieur

4.1 Les paramètres extérieurs au bâtiment

4.1.1 La concentration extérieure de polluant

La concentration extérieure du polluant intervient directement sur le ratio I/E, mais pas sur le facteur d'infiltration ou le facteur de pénétration. Par contre, plus la concentration extérieure augmente, plus sa contribution à l'exposition des occupants à l'intérieur augmente également.

La concentration extérieure varie sous l'effet conjugué de la présence d'une ou plusieurs sources, de leur distance par rapport au logement, de la situation du logement par rapport aux bâtiments environnants et des conditions météorologiques notamment la direction et la vitesse du vent. La Figure 5 illustre cette variation de la concentration extérieure selon différentes situations simulées. Les appartements au rez-de-chaussée les plus proches de la route, source ici de CO, et situées dans le bâtiment sous le vent, présentent les niveaux extérieurs en façade les plus élevés. A l'opposé, les appartements situés au niveau de la façade au vent et le plus éloignés de la source présentent les niveaux extérieurs les plus faibles.

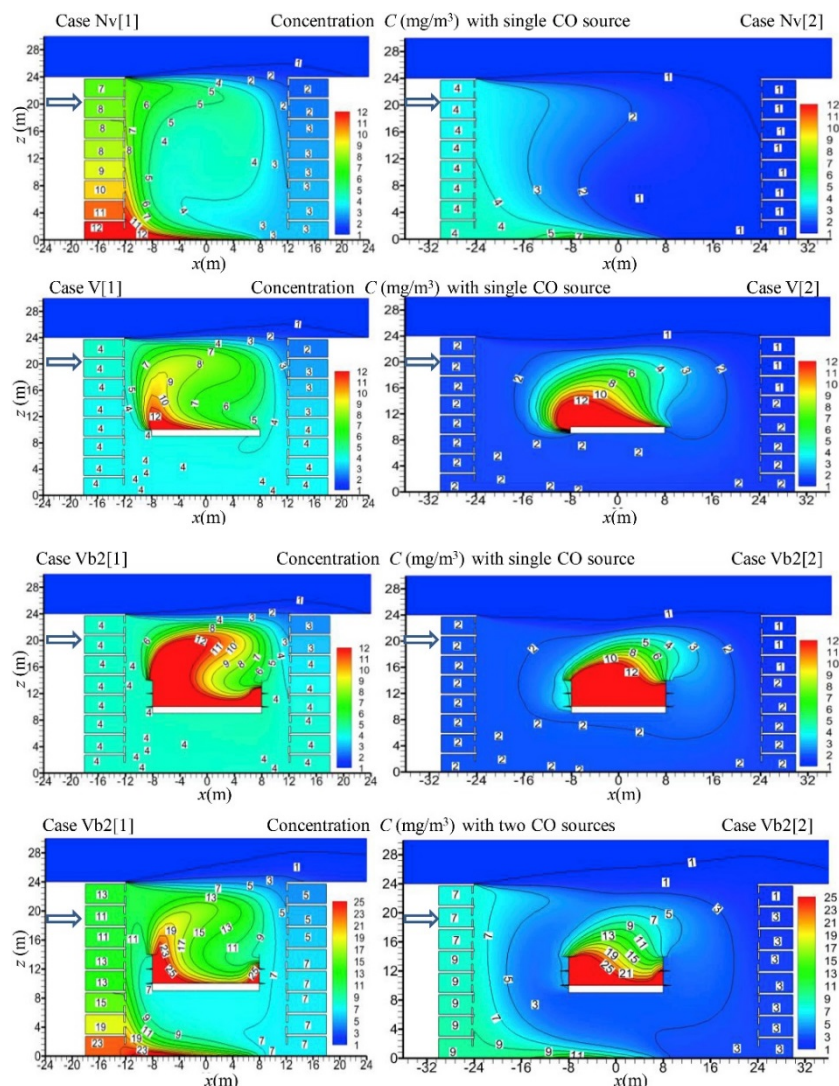


Figure 5 : Différentes répartitions de la concentration extérieure en CO dans une rue entre deux immeubles de 8 étages, de même hauteur selon la largeur de la rue et la présence d'une route surélevée ou non, sous un même vent dominant (Hang et al., 2017).

Fujita et al. (2014) montre la variation de la concentration extérieure de différents polluants en fonction de la distance à une route à Los Angeles. Pour déterminer la contribution extérieure aux niveaux d'exposition intérieure, les auteurs suggèrent de multiplier la valeur de la concentration extérieure utilisée par un facteur de proximité, qui tient compte du fait que la mesure prise en compte n'est pas représentative des conditions extérieures proches du bâtiment. La contribution extérieure serait alors calculée comme suit :

$$C_{int[EXT]} = PROX \cdot F_{inf} \cdot C_{ext}$$

Où $C_{int[EXT]}$ est la concentration intérieure issue exclusivement de l'extérieur, $PROX$ représente le ratio de concentration à proximité immédiate du bâtiment sur une concentration extérieure issue d'un point plus distant (comme une station de réseau de surveillance), F_{inf} le facteur d'infiltration et C_{ext} la concentration extérieure utilisée distante du bâtiment considéré.

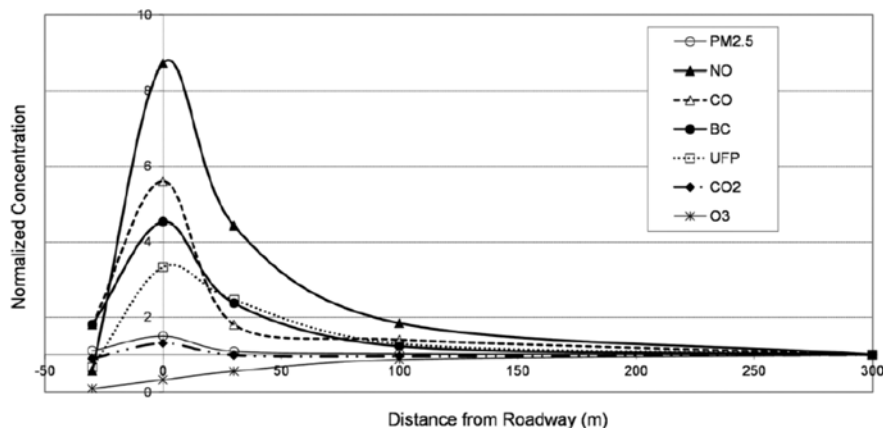


Figure 6 : Exemple de gradient de concentration de différents polluants avec la distance à un axe routier à Los Angeles (Fujita et al., 2014).

4.1.2 Les conditions météorologiques

Les conditions météorologiques affectent la dispersion des polluants extérieurs et par conséquent leur concentration. Des conditions de dispersion favorables conduisent à réduire la concentration extérieure des polluants ce qui se traduit par une augmentation du ratio I/E. Cela peut également conduire à des variations du ratio I/E entre le jour et la nuit, telles qu'observées par Sheldon et al. (1993) lors de la mesure dans l'air du benzo(a)pyrène dans 125 logements de Riverside en Californie. Le ratio I/E était de 1,2 le jour et de 0,64 la nuit du fait de la forte augmentation de la concentration extérieure la nuit. La photodégradation du benzo(a)pyrène durant la journée peut également en partie expliquer ce phénomène.

La vitesse et la direction du vent en augmentant la pression au niveau de l'enveloppe peut influencer les conditions de transfert en augmentant le facteur de pénétration p et le facteur d'infiltration F_{inf} en favorisant le renouvellement d'air par infiltration. Le vent modifie également les mouvements d'air au voisinage immédiat du bâtiment.

De la même façon, une modification de la densité de l'air extérieur comme intérieur, liée à une variation de température, peut faire varier la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur et affecter les conditions de transfert.

Le débit d'air au travers d'une bouche d'entrée d'air ou au travers de fissures dans l'enveloppe du bâtiment est proportionnel à la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur selon l'équation suivante :

$$Q_x = k_x (\Delta P)^n$$

Avec Q_x le débit d'air au travers des entrées d'air ou des fissures (m^3/s) ; k_x le coefficient caractéristique de l'entrée d'air ou des fissures considérées [$\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{Pa}^n)$] ; ΔP la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur en Pa et n un exposant égal à 0,5 pour les bouches d'entrée d'air ou à 0,667 pour les fissures.

Lorsque les conditions extérieures modifient la différence de pression, cela se traduit donc par une modification du renouvellement d'air d'infiltration et donc influençant directement le facteur d'infiltration F_{inf} , mais également une modification de la vitesse d'air au travers de l'enveloppe, laquelle impacte le facteur de pénétration p .

4.1.3 La végétation urbaine

La végétation présente autour d'un bâtiment peut jouer un rôle de barrière filtrante vis-à-vis de certains polluants extérieurs (Janhäll, 2015). En effet, la multiplicité des branches et des feuilles augmente la surface spécifique disponible pour le dépôt ou sorption des polluants, tout en permettant les échanges d'air de part et d'autre des végétaux. De la même façon, la présence de végétation à proximité immédiate des sources de pollution peut permettre d'en diminuer l'impact. Elle va jouer un rôle plus particulièrement sur les espèces susceptibles d'interagir avec les surfaces comme les particules, l'ozone, le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote.

Pour les particules, la quantité déposée est proportionnelle au LAI (Leaf Area Index ou surface de végétation par m^2 de sol). La vitesse de dépôt est minimale pour des particules comprises entre 0,1 et 0,3 μm . Cette quantité est également variable selon les espèces végétales. Pour des vitesses de vent élevées, le dépôt des grosses particules au niveau des végétaux est plus important. Mais l'inverse est observé pour les particules ultrafines.

Une forte densité de végétation augmente la sorption des polluants, mais si elle est trop importante elle joue alors un rôle d'écran au transport des polluants vers le végétal. L'air et les polluants contournent alors l'obstacle pour retomber plus loin avec une concentration parfois plus importante. La barrière végétale doit donc être suffisamment poreuse pour laisser passer l'air mais également suffisamment compacte pour forcer l'air à passer à proximité des surfaces de feuilles et de branches.

La présence de végétaux modifie également les configurations de vent au sein des rues canyons et jouent donc un rôle sur la dispersion des polluants. Des arbres plus grands et plus denses réduisent fortement la dispersion des polluants, mais augmentent leur concentration dans des rues canyons à fort trafic. Au contraire, des barrières végétales de faible hauteur situées entre le trafic et les habitants exposés améliorent la qualité de l'air. Leur hauteur devrait être du même ordre que le panache associé au trafic. Lorsque l'écran végétal joue le rôle de déflecteur, elle protège ainsi les bâtiments qui sont situés immédiatement derrière mais repousse la pollution vers d'autres zones, urbaines ou non, plus loin sous le vent.

Le rôle barrière de la végétation non foliée en période hivernale reste encore à évaluer.

Par ailleurs, les espèces végétales émettent des composés organiques volatils, parmi lesquels des terpènes qui peuvent avoir une incidence non négligeable sur la photochimie atmosphérique et de surcroît à proximité immédiate des bâtiments (Churkina et al., 2017).

Maher et al. (2013) ont étudié expérimentalement l'impact de la mise en place d'une rangée temporaire de jeunes bouleaux sur les concentrations de particules dans un logement situé en bordure d'une rue passante. Ils ont comparé les résultats observés avant et après la mise en place de cette rangée d'arbres par rapport à un autre logement situé dans la même rue à une vingtaine de mètres, mais non protégé par la végétation. Les auteurs observent une diminution des concentrations intérieures de particules de plus de 50 % dans le logement après la mise en place de la rangée de bouleaux. Ces observations sont également corroborées par un prélèvement des particules déposées à la surface du téléviseur et par l'analyse de la surface des feuilles des arbres couvertes de particules. La rangée d'arbres était disposée juste au bord de la route, à la limite du trottoir. Les jeunes bouleaux avaient 3 m de hauteur en moyenne. Les arbres installés doivent être résistants à la pollution et ne pas empêcher la dispersion des particules par un houppier trop important. L'écorce et les branches représentent également des surfaces de dépôt disponibles qui assurent à la végétation un rôle de protection même une fois que les feuilles sont tombées.

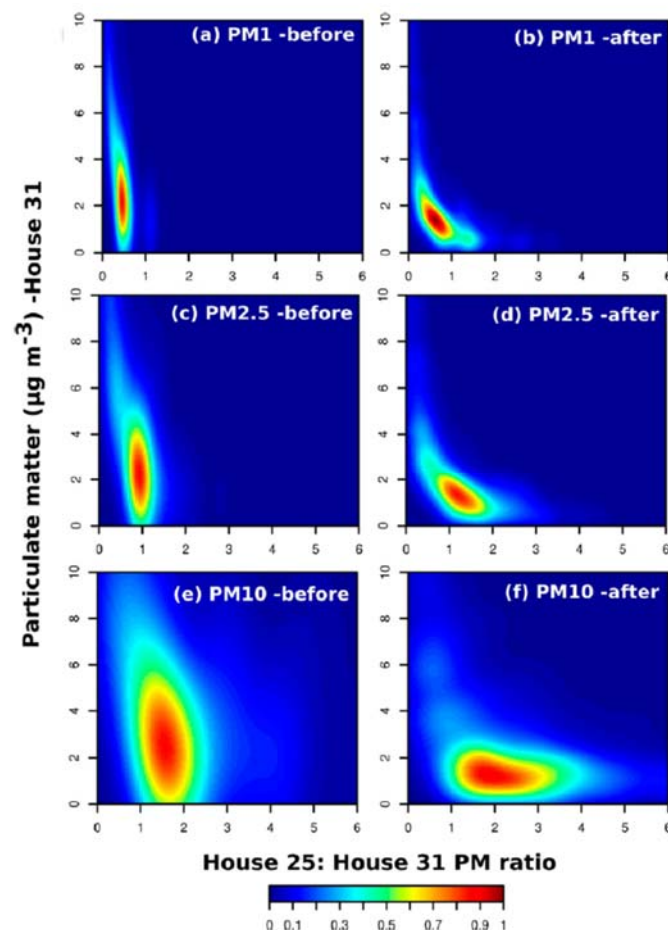


Figure 7 : Distribution 2D des concentrations de particules (fractions PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10}) et du ratio de concentration entre la maison non protégée (house 25) et la maison protégée par une rangée d'arbres (house 31) avant et après la mise en place de cette dernière (Maher et al., 2013).

4.2 Paramètres associés au bâtiment

4.2.1 Le type de bâtiment

Pour plusieurs des polluants étudiés dans ce rapport, le type de bâtiment avait une incidence sur un des indicateurs de transfert : le facteur de pénétration, le facteur d'infiltration ou le ratio int/ext. Cet effet cache le plus souvent la présence différenciée de systèmes de ventilation, de systèmes de filtration ou encore des comportements d'aération différents, plus que de réelles différences dans le mode de construction et la perméabilité à l'air qui lui est associée.

Dans une revue de littérature internationale, Morawska et al. (2017) ont déterminé les concentrations moyennes pondérées de particules typiquement rencontrées à l'intérieur et à l'extérieur par type de bâtiment (logement, école, crèche, bureau). Les indicateurs renseignés étaient la concentration en nombre de particules (PN), les fractions massiques $PM_{2.5}$ et PM_{10} intégrées sur 24 heures ou déterminées en période exclusive d'occupation. Les études de tous les pays du monde sont prises en compte en excluant celles qui incluent la présence de fumeurs, l'absence d'occupants, les études en laboratoire. Au total, 58 études ont été retenues pour les logements, 50 pour les écoles, 12 pour les crèches et 3 pour les établissements de soins pour personnes âgées. Parmi les études recensées, seules 5 études françaises dans les écoles sont prises en compte dont deux seulement présentent des mesures simultanées en intérieur et extérieur. Malheureusement, les auteurs portent leurs analyses sur les seules données de concentrations et aucun des paramètres liés au transfert (facteur de pénétration, facteur d'infiltration, ratio int/ext).

Sur cette base, les auteurs concluent pour les logements que les fractions massiques $PM_{2.5}$ et PM_{10} sont principalement d'origine extérieure. Par contre, les sources intérieures représentent la contribution principale de la concentration en nombre de particules. Dans les écoles et crèches, c'est la situation inverse. $PM_{2.5}$ et PM_{10} sont plutôt liées aux sources intérieures et à la remise en suspension de particules par la présence des occupants, alors que l'extérieur contribue le plus aux PN. Pour les bureaux, les sources intérieures sont en général négligeables devant l'apport de l'air extérieur (PN, $PM_{2.5}$ et PM_{10}). Le peu d'études concernant les établissements de soins ne permet pas d'en tirer des conclusions générales. Le schéma ci-dessous résume les conclusions des auteurs.

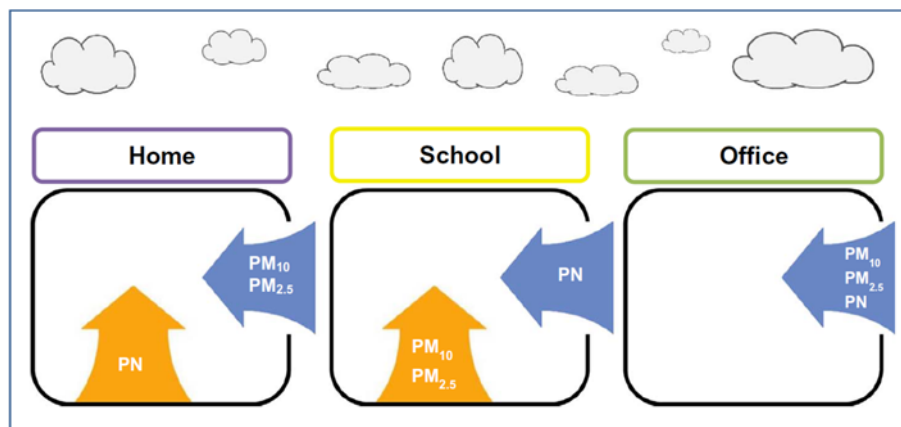


Figure 8 : Représentation schématique des contributions intérieure et extérieure des particules selon le type de bâtiment (Morawska et al., 2017).

4.2.2 Le type de construction

Trop peu d'études décrivent le type de construction des bâtiments pour pouvoir établir des comparaisons. L'étude menée dans les bâtiments performants en énergie (Derbez et al., 2017) ne trouve pas de différences significatives dans les ratios int/ext de benzène entre les maisons, les appartements neufs et les appartements rénovés.

Le type de construction et d'isolation vont définir le niveau de perméabilité de base du bâtiment, lequel intervient sur le facteur de pénétration P et sur le facteur d'infiltration F. Cette perméabilité de base peut ensuite être altérée par les différentes petites modifications apportées à la structure soit lors des finitions associées à la fin de la phase de construction, soit par les occupants durant leur aménagement des locaux.

4.2.3 Les caractéristiques de l'enveloppe

L'infiltration d'air au travers de l'enveloppe est au final caractérisée par différents paramètres :

- la localisation des trous et leur géométrie
- la coefficient de pression du vent C_p
- l'exposition du bâtiment (mono-exposition ou traversant)
- la pression du vent
- la perméabilité à l'air de la façade (surface de trou) : $Q@4Pa$
- le débit d'infiltration d'air
- la nature des matériaux de l'enveloppe
- le mode d'isolation et la nature du matériau isolant

En présence de grandes ouvertures au niveau de l'enveloppe, d'autres paramètres vont influencer sur le débit d'air entrant :

- Localisation des fenêtres et des portes
- Dimensions des grandes ouvertures : aire effective A, hauteur de tirage thermique h
- Exposition du bâtiment (mono-exposition ou traversant)
- Vitesse du vent
- Turbulence du vent
- Ecart de température intérieur/ extérieur
- Fréquence d'ouverture des ouvrants
- Durée d'ouverture des ouvrants
- Comportement des occupants
- Débit d'infiltration d'air

4.2.4 Etanchéité à l'air de l'enveloppe et équilibrage des pressions

L'étanchéité à l'air du bâtiment au travers des murs, toit et fondations détermine le temps nécessaire à un polluant d'origine extérieure pour pénétrer dans le bâtiment tout comme celui nécessaire pour l'évacuer. Les bâtiments existants sont considérés fuyards, mais les réglementations de construction les plus récentes (notamment la réglementation thermique 2012) imposent des exigences en termes de perméabilité à l'air des bâtiments pour limiter leur consommation d'énergie. La perméabilité à l'air du bâti est caractérisée dans la réglementation thermique par un coefficient de perméabilité à l'air appelé $Q_{4Pa-surf}$. Ce dernier représente le débit de fuite par m^2 de surface déperditive hors plancher bas sous une dépression de 4 Pa, et s'exprime en $m^3/(h.m^2)$. Les seuils réglementaires sont les suivants :

- $0,6 m^3/(h.m^2)$ pour les maisons individuelles neuves
- $1 m^3/(h.m^2)$ pour les logements collectifs neufs

Les mesures effectives réalisées depuis plusieurs années en France montrent que les exigences sont bien atteintes à la construction des bâtiments (Figure 9). La perméabilité à l'air des bâtiments ne varie pas significativement selon la nature du matériau de construction, selon le système de ventilation installée, selon la position de l'isolant (externe, interne ou distribué) et ni selon la saison (Bailly et al., 2016). Ces mêmes auteurs listent les fissures généralement observées durant la phase de réception des bâtiments. Elles se situent le plus souvent autour des composants électriques, des encadrements de portes et fenêtres, des conduits et gaines traversant l'enveloppe ou encore des coffres de volets roulants.

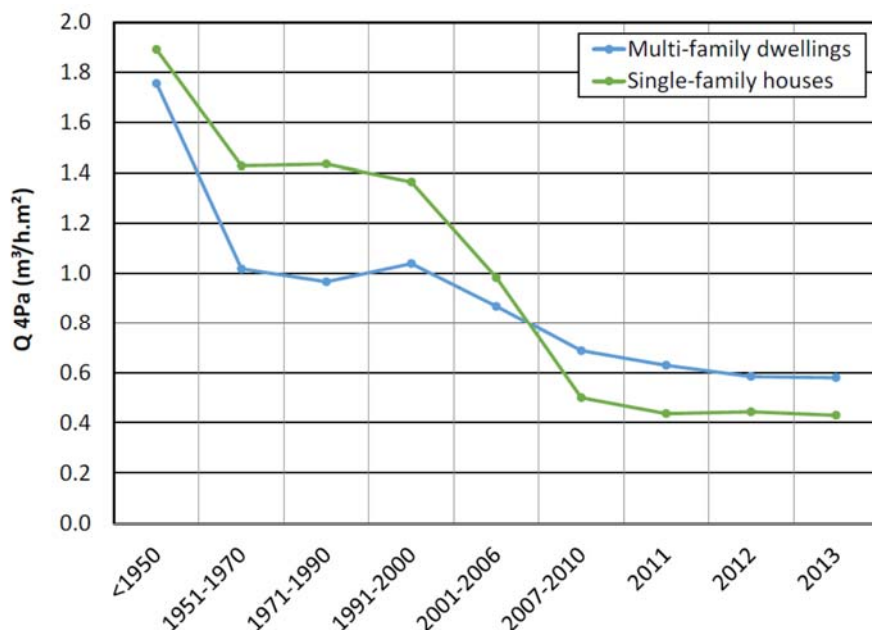


Figure 9 : Evolution de la perméabilité à l'air des logements en France (Bailly et al., 2015).
Maisons individuelles en vert et appartements en bleu.

Néanmoins, la perméabilité à l'air du bâti tend à augmenter dans le temps du fait de mouvements des éléments structuraux créant de nouvelles fissures, le rétrécissement des joints d'étanchéité notamment lors du premier épisode de chauffe du bâtiment, l'installation de nouveaux équipements qui viennent rompre localement la barrière d'étanchéité (passage

de gaines, tuyaux électriques, etc.), défauts de conception ou de mise en œuvre et l'altération des performances propre au vieillissement des matériaux (Leprince et al., 2017). En France, cette augmentation est en moyenne de +50 % (perméabilité équivalente n_{50} de $1,8 \text{ h}^{-1}$), observée 5 à 6 après construction dans 30 maisons individuelles de basse Normandie construites en 2009.

Le contrôle du transfert intérieur/extérieur nécessite une bonne maîtrise de la perméabilité à l'air de l'enveloppe non seulement durant la construction du bâtiment, mais également durant sa vie en œuvre. Autant il apparaît facile de l'augmenter, la réduire de manière efficace nécessite des travaux de réhabilitation souvent lourds à réaliser.

Enfin, il est également important d'équilibrer les pressions entre les différentes pièces d'un bâtiment notamment lié à la présence de conduits de cheminée ou de ventilations qui peuvent devenir des voies privilégiées d'entrée à l'intérieur du bâtiment. La différence de pression au travers de l'ensemble de l'enveloppe doit être minimale pour minimiser l'infiltration des polluants extérieurs. Le vent et les différences de température intérieure/extérieure provoquant un tirage thermique vont toutefois venir perturber cette différence de pression et modifier les conditions d'infiltration.

Pour les bâtiments très fuyards, pour lesquels la remédiation entraînerait des coûts excessifs, une solution possible serait de pouvoir mettre en surpression une zone restreinte du bâtiment ou du logement (Fugler, 2014).

4.2.5 La prise d'air neuf

La position des prises d'air neuf, que ce soient des éléments de ventilation ou des ouvrants, peut influencer le transfert intérieur/extérieur notamment en fonction de la direction et de la vitesse du vent. Chang et al. (2003) ont montré au travers de différents scénarios de simulation, que positionner les ouvrants (fenêtres et portes) uniquement sur les façades de côté ou sous le vent permettaient de réduire la concentration de CO d'origine extérieure de 20 % à 60 % dans un bâtiment sans ventilation mécanique, par rapport à un scénario où les ouvrants sont uniformément répartis, et ceci en minimisant la baisse du taux de renouvellement d'air (de 20 % à 50 %).

4.2.6 La présence d'une cheminée ou d'autres conduits vers l'extérieur

La présence d'une cheminée ou d'autres conduits vers l'extérieur représentent des voies privilégiées d'échange avec l'extérieur. Le plus souvent, elles tendent à créer un tirage thermique qui met en dépression le bâtiment et par voie de conséquence favorise l'infiltration de l'air extérieur (Fugler, 2014).

Par ailleurs, une cheminée en fonctionnement peut représenter une source plus ou moins importante de résidus de combustion (CO, NO₂, benzène, SO₂, particules) à l'intérieur qui peut modifier le ratio int/ext.

4.2.7 Les espaces adjacents ou attachés au bâtiment

L'air entrant dans le bâtiment peut provenir non pas directement de l'extérieur, mais d'un espace adjacent communiquant directement ou non avec le bâtiment (Fugler, 2014). Il peut s'agir d'un garage, d'un autre appartement du même immeuble ou encore d'un immeuble adjacent partageant un même mur, voire d'une partie non habitée du bâtiment (grenier non isolé, vide sanitaire, cave, etc.).

L'air neuf entrant au travers de ces zones se retrouve souvent chargé par la présence de sources de polluants qui se répercute alors dans le bâtiment. C'est le cas des garages communiquant notamment. Dans ce dernier cas, une mise en dépression du garage assurée par une extraction d'air mécanique permet d'isoler le garage du reste du bâtiment.

La présence d'un sous-sol peut représenter une voie d'infiltration plus ou moins importante, notamment pour tous les gaz qui transitent par le sol. Dans le cas d'une maison avec un sous-sol intégral, on estime jusqu'à 5 % la part des gaz provenant du sol par rapport à l'ensemble des infiltrations (Fugler, 2014).

Les solutions de remédiation utilisées pour le Radon, comme la mise en dépression du vide sanitaire, peuvent s'avérer utiles pour limiter les infiltrations par le sol et favoriser l'exfiltration des polluants intérieurs.

4.2.8 Le type de ventilation

La présence et le type de système de ventilation vont définir le taux de renouvellement d'air, la différence de pression avec l'extérieur et le transport des contaminants entre les compartiments intérieurs mais également avec l'extérieur.

Dans de nombreux bâtiments existants, l'infiltration représente la contribution majoritaire au renouvellement d'air et par conséquent au transfert des polluants. La présence d'un système spécifique de ventilation peut avoir différents impacts sur le transfert selon son type.

Un système de ventilation par insufflation tend à maintenir une différence de pression positive avec l'extérieur, minimisant ainsi l'infiltration et forçant l'entrée d'air au travers de bouches et conduits appropriés. L'adjonction d'un système de filtration assure alors une bonne maîtrise des conditions de transfert et une réduction de l'impact des contaminants extérieurs à l'intérieur. Néanmoins, l'extraction des polluants d'origine intérieure est moins maîtrisée et cette stratégie favorise leur exfiltration au travers des parois. Ce qui peut poser des problèmes de condensation au sein des parois, et accessoirement de développement de moisissures lorsqu'il s'agit d'humidité.

A l'inverse, un système de ventilation par extraction tend à maintenir le bâtiment avec une différence de pression négative par rapport à l'extérieur. La présence de bouches d'entrée d'air permet de modifier localement la différence de pression de certaines parois et ainsi plus facilement diriger l'air entrant vers certaines pièces, communément les pièces de vie. Le transfert des polluants extérieurs se fait préférentiellement au travers des entrées d'air existantes, mais également par infiltration au travers de l'enveloppe ou tout autre conduit voire cheminée communiquant avec l'extérieur. Plus généralement, la présence d'une cheminée favorise une différence de pression négative par rapport à l'extérieur du fait du tirage thermique et tend à augmenter l'infiltration.

La ventilation double flux couple les deux systèmes permettant de maintenir une différence de pression quasi-nulle avec l'extérieur. Elle est souvent couplée avec un système de récupération de chaleur. Elle peut également être associée à une recirculation de l'air vicié et filtré permettant de préchauffer l'air entrant. Si l'insufflation et l'extraction ne sont pas bien équilibrées, la différence de pression devient positive ou négative et on retombe dans l'un des deux cas précédents.

Les conduits de système de ventilation sont des zones où les particules les plus grosses si elles n'ont pas été filtrées au préalable se déposent et peuvent être remises en suspension en particulier lorsqu'une programmation du fonctionnement du système est mise en place. Par ailleurs, les conduits peuvent présenter des fuites notamment aux jonctions susceptibles d'influencer le transfert intérieur/extérieur. Une vérification et maintenance périodique du réseau de ventilation est nécessaire.

En présence d'un système spécifique de ventilation, plusieurs paramètres interviennent sur le débit d'air neuf entrant dans la pièce par les orifices d'entrée d'air (VMC simple flux) ou sur le débit d'insufflation d'air (double flux) :

- Localisation des orifices d'entrée d'air
- Localisation de la prise d'air neuf
- Niveaux de pollution au niveau des prises (orifices) d'air neuf
- Coefficient de pression au niveau des prises d'air (au vent, sous le vent)
- Dimensions des prises d'air
- Débit d'air extrait ou débit d'air insufflé
- Présence de filtres aux bouches d'insufflation d'air et le cas échéant à la recirculation d'air
- Présence de grilles (anti-moustique) au niveau des entrées d'air
- Présence d'obstacles à la circulation de l'air dans le réseau d'air
- Dépôt des polluants dans les conduits et éléments du réseau aéraulique

La présence d'un système spécifique de ventilation vient modifier la répartition des débits d'air neuf entre les voies d'infiltration (fissures et défauts présents au sein de l'enveloppe du bâtiment) et les voies d'entrée définies (bouches d'entrée d'air, grilles d'aération). L'air neuf est « forcé » au travers de ces dernières permettant un meilleur contrôle des zones à ventiler. Les débits d'air d'infiltration étant réduits, le facteur de pénétration des espèces réactives devrait également diminuer pour la seule voie d'infiltration. Mais, le facteur de pénétration au travers des entrées d'air définies devrait également évoluer. Au global, il est difficile à ce stade de déterminer l'impact du type de ventilation sur le facteur de pénétration p ou sur le facteur d'infiltration F_{inf} pour un même taux de renouvellement d'air.

Dans une étude de sensibilité, Powaga et Collignan (2016) montrent que le ratio I/E de l'ozone diminue entre un logement ancien en ventilation naturelle par conduit (ou grilles) et un logement récent doté d'une ventilation mécanique double flux sans filtration (respectivement 0,53 et 0,28, soit -47 %). Une diminution plus faible est également observée pour la fraction massique $PM_{2.5}$, respectivement 0,91 et 0,85 soit -7 %. Cette diminution est toutefois essentiellement liée à une baisse correspondante du taux de renouvellement d'air de 3,8 à

1 h⁻¹, soit -74 %, du fait d'une meilleure maîtrise de la perméabilité de l'enveloppe. Les auteurs ont utilisé un facteur de pénétration fixe de 0,8 pour l'ozone au travers de l'enveloppe (0,6 pour PM_{2.5}) et de 1 au travers des éléments de ventilation (ozone et PM_{2.5}). Des constantes de dépôt fixes issues de la littérature ont également été utilisées.

A l'inverse, entre une école ancienne sans système de ventilation et une école récente en ventilation double flux sans filtration, le ratio I/E augmente de 0,3 à 0,4 pour l'ozone et de 0,8 à 0,94 pour la fraction PM_{2.5} (respectivement +33 % et + 17 %). Cette augmentation est également liée à l'évolution du taux de renouvellement d'air de 1,2 à 2,4 h⁻¹. Cette étude de sensibilité ne tient toutefois pas compte du possible impact du taux de renouvellement d'air sur les facteurs de pénétration et les constantes de dépôt supposées invariables ni de son impact sur les concentrations en oxydes d'azote, lesquelles vont définir la réactivité en phase gazeuse de l'ozone et au final la valeur du ratio I/E.

4.2.9 La filtration de l'air

La filtration de l'air entrant est souvent la seule solution possible pour réduire de manière efficace la concentration des contaminants qui persistent à l'extérieur. Elle n'a de sens que si toutes les voies d'entrées de l'air sont bien contrôlées et dirigées vers le système de filtration. L'ouverture des fenêtres vient perturber la distribution des pressions et ruine l'efficacité de la filtration durant cette période. La filtration de l'air neuf agit directement sur le facteur de pénétration P en le réduisant.

Dans une moindre mesure, la filtration de l'air intérieur, une fois que les contaminants extérieurs ont pénétré dans le bâtiment, permet également de réduire leur concentration. La filtration de l'air intérieur agit sur le facteur d'infiltration F_{inf} en augmentant la constante de pertes par sorption et par filtration (k). Ce type de système de filtration est à mettre en place préférentiellement dans la ou les pièces où les occupants passent le plus de temps. En effet, la filtration n'est réellement efficace qu'au niveau du filtre et peut ne pas avoir d'incidence dans les autres pièces du bâtiment. Le positionnement et le nombre d'unités de filtration à mettre en place sont déterminants et varient selon la configuration des bâtiments. La mise en place de ces solutions au sein du volume occupé requiert une maîtrise de l'encombrement et du niveau de bruit associé.

Différentes efficacités de filtration sont disponibles. Pour les particules, l'ASHRAE définit l'échelle MERV (minimum efficiency reporting value) et l'union européenne une classification EU. Un filtre MERV <6 sert surtout de préfiltre très grossier. Un filtre MERV 6-8 est efficace pour la fraction massique PM₁₀ et les pollens et allergènes de grande taille. Des filtres MERV 9-12 sont nécessaires pour réduire efficacement les niveaux de PM_{2.5} et de pollens et allergènes plus fins. Un préfiltre EU3 couplé à un filtre EU6 est efficace à 97 % pour réduire la fraction massique PM_{2.5} et à 44 % seulement pour des particules de 0,1 µm. Pour les particules ultrafines, des filtres MERV 13-16 sont nécessaires mais requièrent une conception et une mise en œuvre du système de filtration sans le moindre défaut qui annihilerait rapidement tout bénéfice de la filtration. La démarche est donc particulièrement coûteuse.

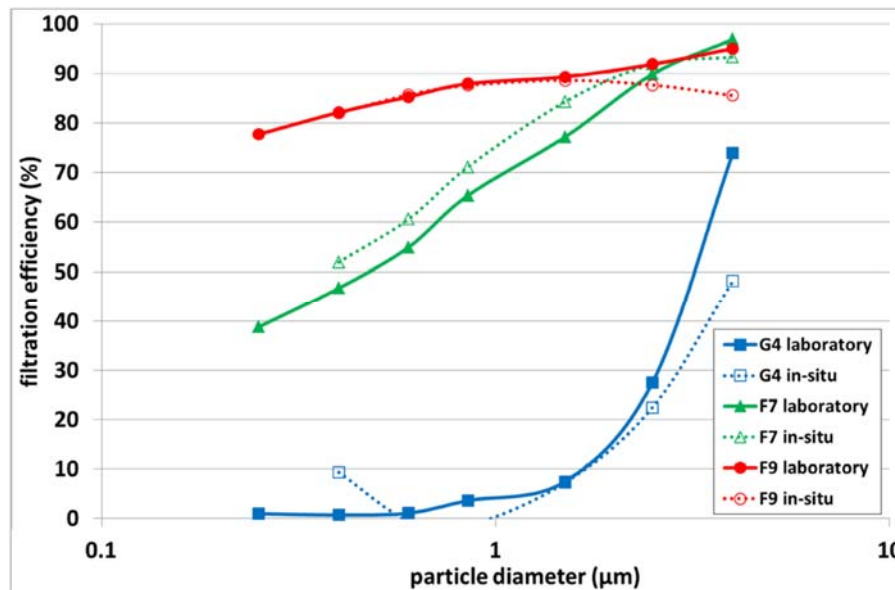


Figure 10 : Un exemple d'efficacités de filtres particulaires G4, F7 et F9 (terminologie NF EN 779) au laboratoire et en situation dans une école proche de Lyon (Ginestet et al., 2015).

Une filtration efficace suppose également une ventilation permanente sans programmation ou une programmation adaptée aux épisodes de pollution extérieure. Et bien sûr, elle impose que portes et fenêtres soient maintenues fermées.

Par ailleurs, un filtre particulaire va voir s'accumuler de plus en plus de particules avec le temps. Il va alors devenir un réservoir de particules. Si ces particules présentent une fraction semi-volatile non négligeable (comme les suies de particules diesel par exemple), le filtre lui-même risque de devenir une source d'émission de ces substances vers l'environnement intérieur. De la même façon, des vibrations ou sollicitations mécaniques comme des variations brusques de débit lors des arrêts et remises en route du système de ventilation peuvent venir libérer une partie de la matière fixée sur le filtre qui peut alors se retrouver à l'intérieur.

De la même façon, les particules accumulées et immobilisées sur un filtre représentent des sites privilégiés de réaction avec les oxydants provenant de l'air extérieur (oxygène, ozone et radicaux libres notamment). Les produits de réaction peuvent en partie être volatils et s'introduire dans le volume intérieur (Hytinen et al., 2003).

Le filtre sera également sollicité par des hydrométéores (gouttelettes de pluie, brume, flocons de neige) qui vont venir l'humidifier voire le mouiller. Cet excès d'humidité peut non seulement affecter l'efficacité du filtre, mais également favoriser le développement de spores fixées dans sa matrice. Ces conditions imposent une maintenance et un changement réguliers du système de filtration.

Pour les gaz, des filtres à base de charbon actif sont nécessaires. Ils sont relativement efficaces mais coûteux à leur mise en place et leur maintenance. Depuis plusieurs années, des systèmes plus élaborés combinant par exemple la filtration avec élimination de la matière organique adsorbée par photocatalyse sont à l'étude pour diminuer les coûts de maintenance (Huang et al., 2016).

4.2.10 Le taux de renouvellement d'air

Le taux de renouvellement d'air intervient sur le délai de transfert entre l'intérieur et l'extérieur. Ce délai est fonction du temps de parcours du polluant au sein de l'enveloppe et/ou du réseau de ventilation et du volume de l'espace considéré. Plus le taux de renouvellement d'air est grand, plus ce temps de parcours est raccourci et plus le délai est faible jusqu'à devenir nul.

A l'état stationnaire, le taux de renouvellement intervient directement dans la formule du facteur d'infiltration et également du ratio I/E pour un volume parfaitement mélangé.

$$F_{INF} = \frac{p \lambda}{\lambda + k_d}$$

Mais son impact va également dépendre de la constante de dépôt et du facteur de pénétration. En première approche, si on considère que le taux de renouvellement d'air λ n'affecte pas ou peu le facteur de pénétration p ou la constante de dépôt k_D , on peut tracer F_{inf} en fonction de λ et k_d en fixant $p = 1$ (Figure 11).

Pour un polluant inerte, comme le CO_2 , le facteur d'infiltration est égal à 1 et indépendant du taux de renouvellement d'air. Pour des polluants plus réactifs, pour lesquels $k_d > 0 \text{ h}^{-1}$, le facteur d'infiltration augmente avec le taux de renouvellement d'air selon une vitesse de progression qui décroît plus k_d augmente.

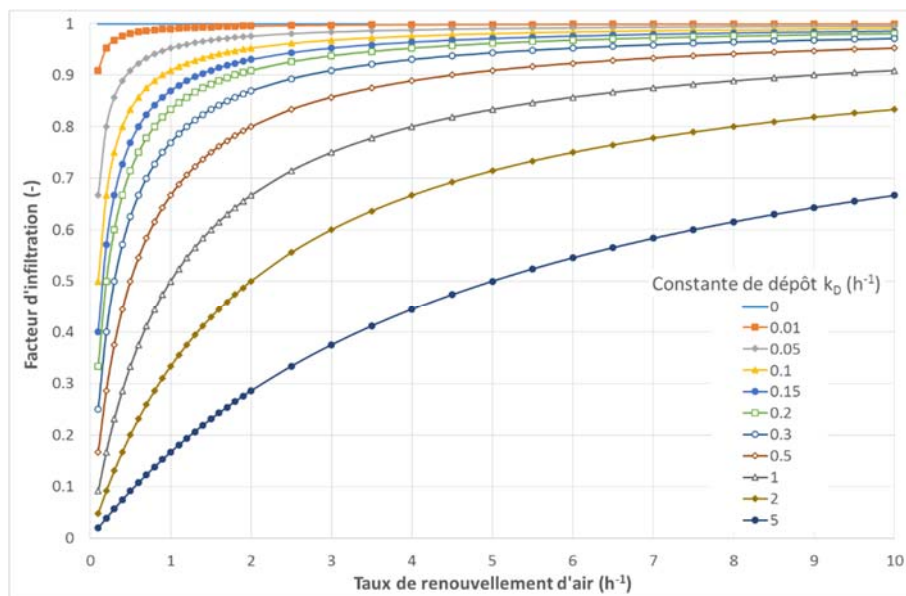


Figure 11 : Simulation de l'évolution du facteur d'infiltration F_{inf} en fonction du taux de renouvellement d'air et de la constante de dépôt/sorption k_D pour un facteur de pénétration $p = 1$.

En réalité, la modification du taux de renouvellement d'air peut affecter à la fois le facteur de pénétration et la constante de dépôt. Dans le premier cas, une augmentation du débit d'air neuf entrant accroît les vitesses d'air au niveau des conduits ou au sein des fissures en ce qui concerne l'infiltration et par conséquent augmente p . L'ouverture des fenêtres, correspondant généralement à des taux de renouvellement d'air élevés, augmente la section de l'enveloppe communiquant directement avec l'extérieur et par conséquent accroît

également p . De ce fait, l'augmentation de p avec le taux de renouvellement d'air vient accroître la vitesse de progression de F_{inf} .

Au niveau de la constante de dépôt, l'impact du taux de renouvellement d'air n'est significatif que dans les cas où k_d est limité par le transport du polluant vers la surface au travers d'une couche limite. Dans ce cas, une augmentation du taux de renouvellement d'air favorise le brassage et l'interaction des polluants avec la paroi et par conséquent tend également à augmenter la constante de dépôt jusqu'à une certaine limite. C'est généralement le cas pour les particules. Mais l'impact de cette modification de k_d sur le facteur d'infiltration peut être en partie compensé par l'augmentation du taux de renouvellement d'air.

Rim et al. (2010) observent que l'ouverture des fenêtres ne fait pas varier la constante de dépôt des particules ultrafines comprises entre 20 et 100 nm. Par contre, la constante de dépôt diminue pour les particules plus petites. El Orch et al. (2014) appliquent quant à eux une augmentation de 70 % de la constante de dépôt lorsque les fenêtres sont ouvertes en grand par rapport aux périodes où elles restent fermées et de 23 % seulement lorsque les fenêtres sont entrouvertes.

Nicolas et al. (2006) observe une augmentation du ratio I/E journalier de l'ozone avec le taux de renouvellement d'air qui varie de 0,04 pour 0,5 h⁻¹ jusqu'à 0,21 pour 2,41 h⁻¹. Mais cette même configuration ne conduit pas à une variation significative du ratio I/E de NO ou de NO₂.

4.2.11 La constante de dépôt

La constante de dépôt k_d intervient directement dans le facteur d'infiltration. Elle symbolise les pertes du polluant au niveau des surfaces selon différents procédés : pertes par diffusion, sédimentation, adsorption, condensation, réactions de surfaces, etc. Elle dépend elle-même de 3 paramètres : une vitesse de dépôt v_d (m/h), fonction de la nature du polluant, du revêtement et des conditions thermo-aérauliques, l'ensemble des surfaces disponibles pour chaque type de revêtement ou d'orientation (S) et le volume de l'espace considéré (V). Pour un polluant donné, la constante de dépôt peut être exprimée selon l'équation suivante :

$$k_d = \sum_{i=1}^n v_{d,i} \frac{S_i}{V}$$

Avec n , nombre de revêtements différents ou sur différentes orientations (verticales et horizontales) présents dans le volume.

La constante de dépôt dépend donc exclusivement des caractéristiques propres à la pièce considérée et du polluant concerné. Une surface disponible importante va diminuer le facteur d'infiltration. Un grand volume va diminuer la constante de dépôt, mais à débit d'air neuf constant, augmenter le volume va diminuer également le taux de renouvellement d'air λ . Le volume de la pièce n'a donc pas d'effet direct sur le facteur d'infiltration, comme illustré dans l'équation suivante avec Q , le débit d'air neuf en m³/h :

$$F_{INF} = \frac{p \lambda}{\lambda + k_d} = \frac{p \frac{Q}{V}}{\frac{Q}{V} + \sum_{i=1}^n v_{d,i} \frac{S_i}{V}} = \frac{p Q}{Q + \sum_{i=1}^n v_{d,i} S_i}$$

Le facteur d'infiltration n'est donc pas propre à l'environnement extérieur et à l'enveloppe du bâtiment, il dépend également de caractéristiques propres à chaque environnement intérieur, voire de chaque pièce au sein d'un même bâtiment.

4.2.12 Les réactions chimiques en phase gazeuse

Mélanie Nicolas dans sa thèse (2006) réalise des mesures intérieures et extérieures d'ozone dans une chambre d'une maison expérimentale avec et sans revêtements intérieurs. Lors de la campagne de mesures de 2003, en pleine période de canicule estivale, elle observe une variation du ratio I/E journalier de la concentration d'ozone de $0,08 \pm 0,01$ sans revêtements (béton brut et plâtre) à $0,10 \pm 0,02$ (avec des plaques de lambris en bois disposées au sol). Une variation similaire du ratio I/E est observée en 2004 après introduction dans la pièce de lambris aux murs, de moquette au sol et de dalles polystyrènes au plafond (respectivement $0,08 \pm 0,01$ avant et $0,10 \pm 0,05$ après ajout des matériaux). Cette légère augmentation du ratio I/E de l'ozone n'est pas liée à une modification de la surface de dépôt, mais plus à un changement de la nature des surfaces disponibles. La vitesse de dépôt apparente est globalement plus faible que celle initiale alors qu'expérimentalement ces mêmes matériaux affichaient des valeurs importantes.

Cette variation du ratio I/E de l'ozone est en fait principalement liée aux émissions propres de composés organiques volatils par les revêtements sélectionnés (terpènes, hydrocarbures, styrène, aldéhydes, etc.). Ces substances réagissent à des degrés divers avec l'ozone, pour former des sous-produits réactionnels dont des radicaux libres, eux-mêmes susceptibles de réagir avec NO ou avec d'autres COV pour reformer de l'ozone. Au final, ce mélange de substances émises a pour effet d'augmenter légèrement le ratio I/E d'ozone. Mais cette conclusion va dépendre du mélange de substances proprement dit.

4.3 Autres voies de transfert des polluants

4.3.1 Le transport involontaire de polluants

Les allers et venues des occupants entre le bâtiment et l'extérieur favorisent le transport de polluants de manière involontaire à l'intérieur. Les vêtements, les chaussures et l'organisme lui-même représentent des surfaces d'adsorption pour des particules, des spores de moisissures et pollens, mais également des substances semi-volatiles qui sont transportées depuis l'extérieur vers l'intérieur. La plupart de ces polluants se retrouvent dans la poussière, mais une fraction peut se retrouver dans l'air par volatilisation ou remise en suspension. De la même façon, les composés organiques volatils, dont le benzène, sont continuellement inhalés et exhalés par les occupants. Les allers et venues des occupants vont transporter ainsi des polluants inhalés à l'extérieur vers l'intérieur du bâtiment, en plus d'émettre leurs propres produits métaboliques. L'incidence sur le transfert est sans doute moindre à l'échelle de quelques occupants, mais à partir de quelques dizaines de personnes, la question peut se poser. Un fumeur fumant une cigarette à l'extérieur et revenant immédiatement dans le bâtiment est un exemple classique d'une telle situation.

L'impact de ce mode de transport sur le facteur d'infiltration reste dans tous les cas difficile à quantifier.

4.3.2 Le réseau d'eau

Le réseau d'eau potable fait transiter de l'eau depuis l'extérieur jusqu'à l'intérieur du bâtiment. Cette eau peut contenir des résidus de chloration comme des trihalométhanes ou encore provenir d'une source de captation potentiellement contaminée en matières organiques et COV. Ces substances contenues dans l'eau peuvent se volatiliser en partie dans l'air durant différentes utilisations : douche, bains, lavages de vêtements. Cette forme de transport est le plus souvent considérée comme une source d'émission intérieure et ne rentre pas en ligne de compte dans l'évaluation du transfert.

4.4 Stratégies de réduction de l'exposition aux contaminants d'origine extérieure

Le rapport de l'AIVC TN 58 propose 4 stratégies à utiliser seules ou en combinaison pour réduire l'exposition aux contaminants d'origine extérieure (Sherman et Matson, 2003). Ces 4 stratégies sont 1) s'abriter de l'extérieur, 2) améliorer l'étanchéité à l'air du bâtiment et équilibrage des pressions, 3) la ventilation et la filtration de l'air et 4) l'élimination des contaminants d'origine extérieure. Les aspects 2) et 3) ont déjà été abordés précédemment.

4.4.1 S'abriter de l'extérieur

C'est en général la première réponse des occupants à un air extérieur de mauvaise qualité : ils restent à l'intérieur des bâtiments et n'ouvrent pas les fenêtres. Ils peuvent également lorsque cela est possible arrêter leur système mécanique de ventilation voire boucher les entrées d'air.

En général, la fermeture des portes et fenêtres réduit la pénétration du contaminant extérieur à l'intérieur, mais ne bloque pas son infiltration à travers l'enveloppe. Selon le niveau d'étanchéité du bâtiment, les conditions intérieures seront en équilibre dynamique avec l'extérieur plus ou moins rapidement.

Cette stratégie repose exclusivement sur les propriétés « filtrantes » de l'enveloppe du bâtiment. Elle peut s'avérer partiellement efficace contre les espèces réactives comme l'ozone. Mais pour la majorité des polluants, l'enveloppe du bâtiment vient surtout retarder et non réduire leur pénétration à l'intérieur. Autant cette stratégie ne permet pas de réduire les expositions sur le long terme, lorsque de fortes concentrations persistent à l'extérieur pendant plusieurs jours. Autant, elle peut s'avérer efficace contre des épisodes de pollution de courtes durées (au maximum de quelques heures). L'environnement intérieur sert ainsi de réservoir « d'air propre » par rapport à des pics de pollution de durées inférieures à la durée du retard induite par le taux de renouvellement d'air dans le bâtiment. Une fois le pic de pollution passé, une augmentation du taux de renouvellement d'air par exemple par ouverture des fenêtres permet d'évacuer les polluants qui étaient entrés durant le pic de pollution.

L'étude menée à Porte de Vincennes sur le transfert intérieur/extérieur vient illustrer ce phénomène (Kirchner et al., 2001 ; 2002). Durant cette étude, des simulations numériques ont été réalisées pour estimer l'impact d'un épisode de pollution extérieure sur les concentrations intérieures. Le scénario se base sur un polluant non réactif avec un épisode de pollution survenant entre 2 et 5 heures (concentration maximale de 3 à 4 heures) et sur un bâtiment ventilé mécaniquement par extraction selon différents taux de renouvellement

d'air, entre 0,2 et 5 h⁻¹. Dans le cas où aucune fenêtre n'est ouverte (Figure 12, gauche), le retard de transfert augmente jusqu'à 2 heures pour le plus faible taux de renouvellement d'air. La concentration maximale atteinte à l'intérieur diminue avec le taux de renouvellement d'air jusqu'à 30 % du niveau extérieur à 0,2 h⁻¹. Mais dans le même temps, la concentration du polluant persiste à l'intérieur alors qu'elle devient quasi-nulle à l'extérieur. Le ratio intérieur/extérieur s'inverse et devient supérieur à 1, une fois l'épisode terminé. Il est également important de noter que la surface sous la courbe est identique dans chacun des cas. Autrement dit, l'exposition sur 24 heures ici est identique quel que soit le taux de renouvellement d'air. Selon les polluants, il peut s'avérer parfois plus important de réduire sa concentration aigüe et donc l'exposition à court terme que de réduire l'exposition à plus long terme.

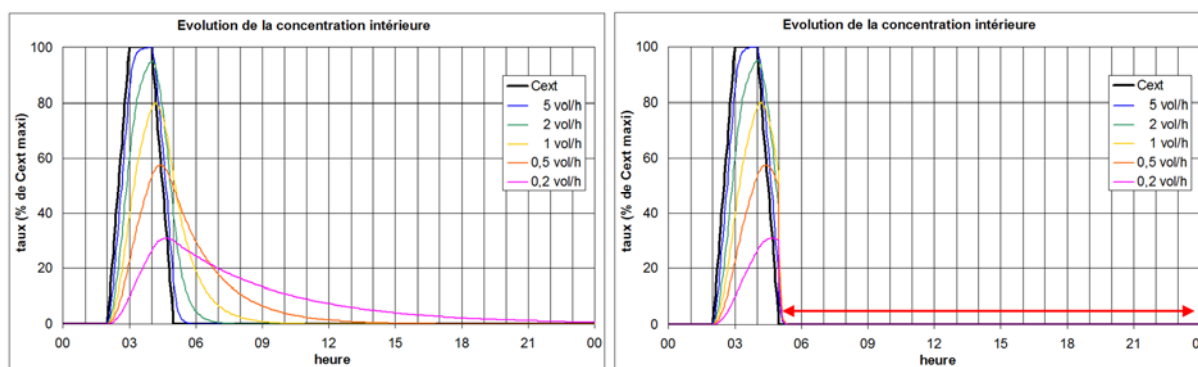


Figure 12 : Simulation d'un pic de pollution extérieure (Cext) et incidence sur la concentration intérieure selon différents scénarios de renouvellement d'air par ventilation mécanique sans ou avec ouverture de fenêtres (gauche et droite respectivement). D'après Kirchner et al. (2001).

L'ouverture des fenêtres après l'épisode de pollution (Figure 12, droite) permet d'évacuer très rapidement les polluants à l'intérieur et réduire dans ce cas aussi bien la concentration maximale du polluant et l'exposition associée. A l'inverse, une ouverture de fenêtres durant l'épisode de pollution conduirait au contraire à augmenter aussi bien la concentration intérieure du polluant que l'exposition. Une telle gestion nécessite pour les occupants de détenir l'information en temps réel sur la survenue des épisodes de pollution qui aujourd'hui fait défaut. Elle pourrait être mise en place pour des polluants dont le profil journalier est connu et bien établi comme l'ozone par exemple. Ce dernier présente généralement une concentration maximale en fin d'après-midi et qui retombe très rapidement durant la soirée. Durant l'après-midi, les fenêtres seraient maintenues fermées et rouvertes le soir. Néanmoins, tous les polluants extérieurs ne présentent pas le même profil de concentration. Et une telle gestion ne serait vraisemblablement efficace que contre un seul des polluants à la fois.

Par ailleurs, il ne faut pas non plus oublier que la ventilation gère à la fois l'entrée des polluants extérieurs, mais surtout en premier lieu l'évacuation de ceux qui sont produits à l'intérieur. Une gestion de la ventilation en temps réel sur ces deux aspects n'est pas chose simple à réaliser.

Contre des épisodes de pollution particulièrement dangereux, le bâtiment ne représente plus un abri sûr et le meilleur moyen reste l'évacuation des populations. Lorsque cela s'avère impossible, il convient de confiner une pièce au sein du bâtiment, une pièce qui n'est pas en

contact avec les murs extérieurs et de préférence dans la partie du bâtiment sous le vent (et non face au vent). L'ensemble des ouvertures et fissures doivent alors être bouchées pour réduire au maximum le taux de renouvellement d'air. Le système de ventilation mécanique doit par conséquent également être éteint. Par exemple, avec un taux de renouvellement d'air réduit à $0,15 \text{ h}^{-1}$, il faut entre 4 et 6 heures pour que l'air extérieur contaminé parvienne à la pièce abritée. La présence d'un système de filtration des gaz et particules permet d'augmenter la durée de protection.

4.4.2 Elimination des polluants d'origine extérieure.

Diminuer ou éliminer à la source les contaminants extérieurs restent toujours la meilleure option pour diminuer les expositions. Mais, une fois que ces contaminants se retrouvent au sein du bâtiment, certaines actions sont encore possibles pour réduire leur impact à plus long terme. En effet, les polluants ayant pénétré dans le bâtiment se retrouvent soit dans l'air, auquel cas ils contribuent directement à notre exposition, soit sur les surfaces. Dans ce dernier cas, pour éviter une possible remise en suspension future, il convient d'aspirer les poussières et nettoyer les surfaces. Un entretien périodique des surfaces permet ainsi de limiter l'exposition des occupants aux particules remises en suspension dont une partie provient de l'extérieur, mais également aux allergènes, pollens et spores sédimentées de façon temporaire.

Pour les polluants gazeux ou les particules plus fines, seul un système d'épuration ou de filtration de l'air intérieur permet de diminuer les expositions au prix d'un nombre conséquent de recirculations de l'air au travers de ces systèmes avec des performances variables selon les technologies et systèmes utilisés.

4.4.3 Éléments de discussion autour de la gestion de la pollution extérieure

La solution idéale passe par une maîtrise de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe et du réseau de ventilation, par un système de ventilation qui insuffle l'air neuf au travers d'une cascade de filtres en maintenant une différence de pression suffisante pour limiter les infiltrations. Cela correspondrait à une diminution du facteur de pénétration P . La présence de capteurs permettrait de détecter toute contamination ou danger potentiel, couplée au système de ventilation/filtration qui agirait en conséquence.

Cette solution idéale n'est toutefois pas des plus pratiques pour la grande majorité des bâtiments et notamment des logements, si ce n'est la maîtrise de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe et des conduits.

L'ouverture des fenêtres est à proscrire lorsque la priorité est de réduire l'exposition aux contaminants extérieurs. Pourtant, dans le logement et les écoles, elle est fortement conseillée pour éviter le confinement et ainsi limiter l'accumulation des polluants émis par les occupants et les sources intérieures. Par ailleurs, la pratique d'aération quotidienne reste courante pour une partie de la population et ce quelles que soient les conditions météorologiques. L'aération des matelas est une préconisation courante pour éliminer l'excès d'humidité engendré durant le sommeil. L'ouverture des fenêtres apparaît dès lors comme une pratique séculaire profondément ancrée dans nos habitudes qui découle parfois d'un besoin psychologique d'ouverture vers l'extérieur pour rompre un sentiment d'enfermement.

La stratégie optimale est vraisemblablement une combinaison des différentes solutions précédemment énoncées qui dépendra non seulement du polluant considéré mais également de la volonté des occupants à se protéger de l'environnement extérieur. Elle implique dans tous les cas une vérification de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe des bâtiments voire une remédiation le cas échéant.

Il convient également de déterminer selon les polluants, s'il est préférable de réduire les pics de concentration pour limiter les effets sanitaires aigus ou de limiter l'exposition à plus long terme. Dans le premier cas, le simple fait d'augmenter le délai de transfert pourrait déjà s'avérer satisfaisant.

Sur ce point, le Haut Conseil en Santé Publique recommande dans son avis du 15 novembre 2013 de ne pas modifier les pratiques habituelles d'aération et de ventilation, la situation lors d'un épisode de pollution avec dépassement du seuil d'information et de recommandation ou du seuil d'alerte, cet épisode ne justifiant pas des mesures de confinement (hormis les situations spécifiques d'épisode lié à un accident industriel) (HCSP, 2013). L'instance s'appuie sur le fait que l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé résulte beaucoup plus de l'exposition aux polluants sur une longue durée que des variations de la qualité de l'air au jour le jour, y compris lors d'épisodes de pollution atmosphérique.

Les populations concernées au final sont celles qui vivent dans les zones où les valeurs limites des polluants réglementaires sont fréquemment dépassées, celles qui souffrent d'allergies saisonnières, et/ou qui vivent au voisinage de sources locales de contaminants. Ces populations doivent être informées des risques et surtout de la conduite à tenir en cas de risques majeurs. Les recommandations de l'AIVC TN 58 envisagent également la mise en place d'un plan de prévention impliquant l'identification d'une pièce appropriée pouvant servir d'abri pour se protéger des situations extrêmes. Un tel abri disposerait à l'avance d'un minimum vital nécessaire (nourriture et médicaments) et des recommandations de comportement à suivre.

Fugler (2014) résume la gestion des polluants d'origine extérieure selon la séquence suivante :

1. Déterminer le polluant d'intérêt (et si sa source est intérieure ou extérieure) ;
2. Si possible, réduire ou éliminer la source de pollution ;
3. Identifier la voie d'entrée et le chemin suivi par le polluant dans le bâtiment ;
4. Utiliser une ou plusieurs des solutions énoncées pour réduire le risque restant ;
5. Mesurer l'efficacité de l'action entreprise ;
6. Transmettre cette information.

5 Données relatives au transfert intérieur/extérieur des polluants

5.1 Analyse statistique des données

Pour chaque polluant, la distribution des données collectées (niveaux de concentrations intérieures et extérieures, facteur de pénétration P , facteur d'infiltration F et ratio int/ext) est déterminée par type de bâtiments (logements, écoles/crèches, bureaux ou autres) à l'échelle internationale (France incluse) et à l'échelle de la France. L'individu statistique est l'occurrence de la donnée qui représente une ligne de la base de données. Elle représente une situation particulière pour laquelle les paramètres d'intérêts associés au transfert ont été décrits dans l'étude. Une situation peut donc représenter pour une étude donnée une valeur moyenne sur l'ensemble des bâtiments étudiés ou une valeur spécifique associée à un seul bâtiment ou sous-groupe de bâtiments. De ce fait, une étude peut tout aussi bien présenter qu'une seule occurrence si une seule situation moyenne est indiquée ou un grand nombre d'occurrences si plusieurs groupes de bâtiments ont été étudiés variant le plus souvent selon un critère défini, par exemple : présence ou non de fumeurs, différents modes de ventilation, différents types de bâtiments, etc. Le nombre d'occurrence est dès lors souvent supérieur au nombre d'études étant donné qu'une même étude peut documenter différentes situations. Les statistiques établies par occurrence donnent le même poids aux données établies sur un nombre différent de bâtiments.

A l'inverse, une pondération des occurrences par le nombre de bâtiments donne plus de poids aux études ciblant un grand nombre de bâtiments au détriment de la variété des études. Les statistiques pondérées réalisées dans les différents environnements pour le benzène n'apportent pas toujours plus d'information que les statistiques non pondérées d'autant plus lorsque le nombre de bâtiments pris en compte entre les études est très différent (voir l'application pour le benzène en annexe). Nous avons décidé de ne considérer que des statistiques par occurrence sans tenir compte du nombre de bâtiments par étude, privilégiant ainsi la diversité des études menées.

Le choix de réaliser des statistiques non pondérées par le nombre d'établissements implique :

- Une étude présentant N situations variées a plus de poids qu'une étude ne présentant qu'une seule valeur moyenne pour N bâtiments ;
- Une étude seule ne peut pas écraser toutes les autres. Par exemple, une étude américaine a simulé le transfert des particules à l'échelle du parc de logements aux Etats-Unis avec de nombreuses hypothèses (El Orch et al. 2014). La pondération par le nombre de bâtiments n'aurait dans les faits considéré que cette seule étude au détriment des autres ;
- Chaque occurrence a le même poids ;
- La variété des situations est privilégiée par rapport à l'effectif que ces situations représentent.

Les données présentées dans les études sont le plus souvent des moyennes, quelquefois des médianes ou encore une plage de valeurs. Lorsque seule la moyenne géométrique était fournie, elle a été assimilée à une valeur médiane dans la base de données. Les statistiques présentées ci-après ne prennent en compte que les données disponibles sous forme de moyenne plus nombreuses (les statistiques associées aux données médianes sont disponibles en annexe). Les études n'ayant fournies qu'une plage de valeur (min et max) ne sont pas

retenues pour l'analyse statistique. La tendance centrale de ces valeurs moyennes est alors exprimée selon la médiane (médiane des moyennes) ou la moyenne (moyenne des moyennes).

5.2 Données disponibles

Les données de 241 publications issues de 28 pays ont été transposées dans une base de données Excel listant 4717 entrées (concentrations intérieures et extérieures, facteur de pénétration, facteur d'infiltration, ratios I/E) tout polluant confondu. Les publications couvrent la période 1981 – 2017 avec des données mesurées allant de 1978 à 2015. La répartition des études par pays est donnée au Tableau 5. Les études américaines au nombre de 81 sont majoritaires. Pour la France, 71 études comportant des informations relatives au transfert intérieur/extérieur ont été identifiées. Le type de bâtiment le plus représenté est le logement avec 141 études dont 30 en France (Tableau 6). Les écoles, de la maternelle à l'université, sont couvertes par 65 études (25 en France). La modalité « autres » regroupe des types de bâtiments peu représentés comme les hôpitaux (11), les maisons de retraite (3), des environnements industriels ou assimilés (5), des lieux publics (bibliothèques, musées, mairies, etc.) (12), des salles de sports (y compris patinoires et piscines) (6), des bâtiments et centres commerciaux (6), des cafés ou restaurants (10), mais aussi des études expérimentales, des données de modélisation (6) ou des données couvrant des environnements multiples (4).

Tableau 5 : Répartition des études avec données de transfert par pays (total de 241 études)

Pays	Etudes	Pays	Etudes	Pays	Etudes	Pays	Etudes
Allemagne	14	Espagne	7	Irlande	1	Pologne	5
Angleterre	16	Europe	8	Italie	14	Portugal	5
Australie	6	Finlande	13	Japon	1	Rep. Tchèque	8
Belgique	2	France	71	Lithuanie	1	Slovaquie	1
Canada	16	Grèce	13	Mexique	1	Suisse	12
Croatie	1	Hongrie	1	Norvège	5	Suède	6
Danemark	4	International	2	Pays-Bas	11	USA	81

Les principaux polluants réglementaires étudiés en terme de transfert intérieur/extérieur sont les particules (Tableau 7), avec 70 études couvrant la fraction massique PM_{2,5} (11 en France), 27 couvrant la fraction PM₁₀ (5 en France), 37 la concentration en nombre de particules de différents diamètres (8 en France), 7 (1) la fraction massique PM₁ et 22 (2) d'autres indicateurs particuliers (fumées noires, carbone élémentaire, soufre/sulfates). Le benzène est le second polluant le plus étudié avec 63 études dont 23 françaises. Le dioxyde d'azote est représenté par 58 études dont 24 françaises. L'ozone est couvert par 34 études dont 12 françaises. Trente études dont 11 françaises abordent le transfert des moisissures. Tous les autres polluants sont représentés par moins d'une vingtaine d'études dont moins d'une dizaine en France.

*Tableau 6 : Répartition des études par catégorie de bâtiments
(certaines études couvrent différents types de bâtiments)*

	Logement	Ecole	Bureau	Crèche	Autre
Tout pays	141	65	33	5	44
France	30	25	11	5	10

*Tableau 7 : Répartition des études par polluant pris en compte
(certaines études couvrent différents types de bâtiments)*

Indicateur	Tout pays	France	Indicateur	Tout pays	France
As	9	2	O ₃	33	12
Cd	11	4	SO ₂	11	3
Ni	16	3	PM ₁	7	1
Pb	19	4	PM ₁₀	27	5
Benzo(a)pyrène	17	3	PM _{2.5}	69	11
Benzène	63	23	Particules (PN)	37	8
CO	14	6	Autres indicateurs particuliers	22	2
NO	9	6	Moisissures	30	11
NO ₂	57	24	Pollen	9	2
NO _x	5	0			

5.3 Benzène

Les données relatives au transfert int/ext du benzène sont issues de 63 publications internationales dont 23 françaises. Elles comprennent des valeurs de concentrations intérieures et extérieures et de ratios intérieur/extérieur. Seule une étude a déterminé de façon indirecte le facteur d'infiltration du benzène à 0,86 dans 41 logements en Belgique (Spruyt et al., 2006). Les auteurs ont assimilé le facteur d'infiltration du MTBE (méthyl tert-butyl ether), traceur du trafic avec très peu de sources intérieures, à celui du benzène et de tous les autres COV. Il a été déterminé par régression des concentrations intérieures en fonction de l'extérieur (mesures par tubes passifs Radiello® sur 7 jours). Les deux hypothèses avancées par les auteurs, à savoir que le MTBE est représentatif de tous les COVs et que le MTBE n'a pas de sources intérieures, restent toutefois à vérifier.

5.3.1 Benzène dans les logements

Le ratio int/ext du benzène dans les logements à l'échelle internationale (39 études) est de l'ordre de 1,4 en valeur médiane (médiane des moyennes) et de l'ordre de 1,6-1,7 en valeur moyenne (moyenne des moyennes).

De manière générale, les ratios int/ext sont supérieurs à 1, indiquant la présence quasi-systématique de sources intérieures de benzène.

Tableau 8 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les logements au niveau international

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	59	0.34	20.70	2.70	3.81	3.97
Moy concentration intérieure	76	0.20	64.00	3.35	6.57	10.03
Moy facteur d'infiltration F	1			0.86		
Moyenne ratio int/ext	57	0.35	3.80	1.44	1.70	0.97

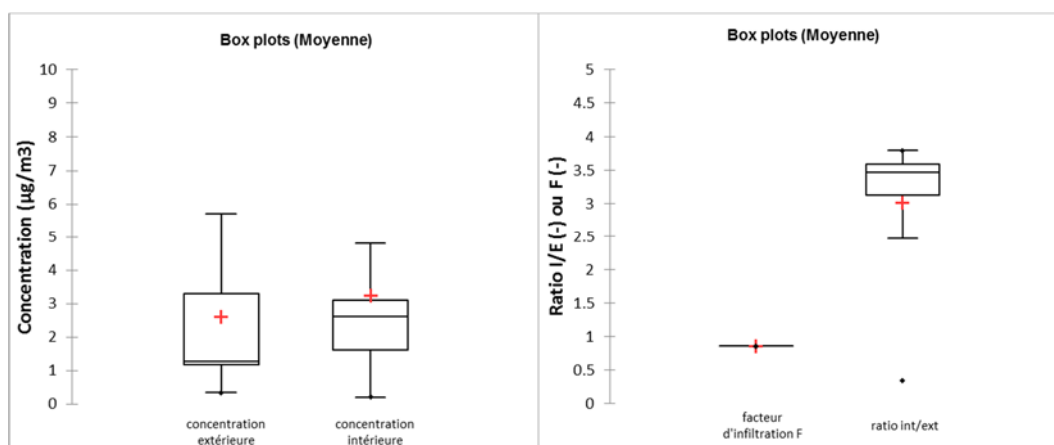


Figure 13 : Box plots des données moyennes de concentration intérieures et extérieures, de ratios int/ext et de facteur d'infiltration pour le benzène (39 études internationales, logements, par occurrence).

Pour les 10 études menées en France dans les logements, le ratio int/ext du benzène est globalement plus élevé qu'à l'international : entre 1,7 et 2,1 en moyenne.

Tableau 9 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	21	0.70	5.70	2.70	2.73	1.66
Moy concentration intérieure	22	1.00	10.80	3.54	4.41	2.60
Moyenne ratio int/ext	15	0.90	3.68	1.91	2.12	1.07

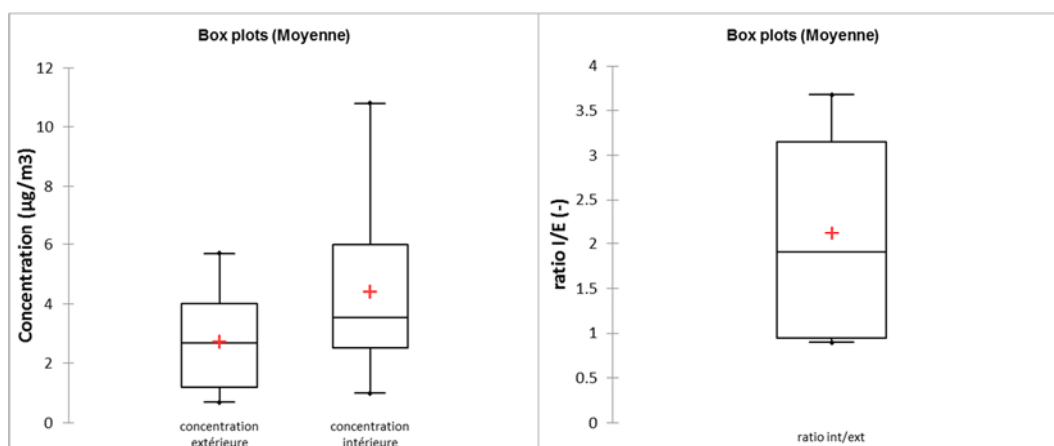


Figure 14 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieures et extérieures, de ratios int/ext et de facteur d'infiltration pour le benzène (10 études en France, logements, par occurrence).

5.3.1 Benzène dans les écoles et crèches

Compte tenu du faible nombre de crèches, ces dernières ont été regroupées avec les écoles, majoritairement des écoles maternelles ou élémentaires, mais également quelques collèges, lycées et universités.

Vingt-trois études internationales (dont 11 françaises) fournissent des informations relatives aux concentrations intérieures et extérieures de benzène dans les écoles et aux ratios int/ext correspondants. Ces derniers sont en général plus faibles que ceux observés dans les logements variant entre 1 et 1,4 selon le mode de calcul.

Tableau 10 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	45	0.06	7.60	0.81	1.26	1.39
Moy concentration intérieure	54	0.09	18.57	0.41	1.66	3.01
Moyenne ratio int/ext	43	0.10	13.40	1.00	1.44	2.00

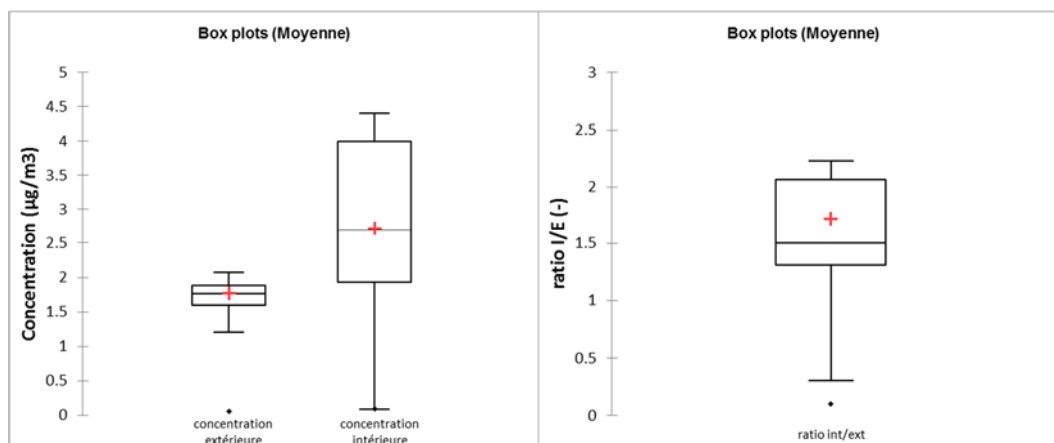


Figure 15 : Box plots des données moyennes de concentration intérieure et extérieure, et de ratios int/ext pour le benzène (23 études internationales, écoles, par occurrence).

Les données des 11 études françaises menées dans les écoles sont comparables aux données internationales avec ou sans pondération.

Tableau 11 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures (en µg/m³), des ratios int/ext par occurrence dans les écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	17	0.94	7.60	1.76	2.35	1.65
Moy concentration intérieure	17	1.08	18.57	2.10	3.87	4.52
Moyenne ratio int/ext	14	1.00	2.23	1.26	1.44	0.47

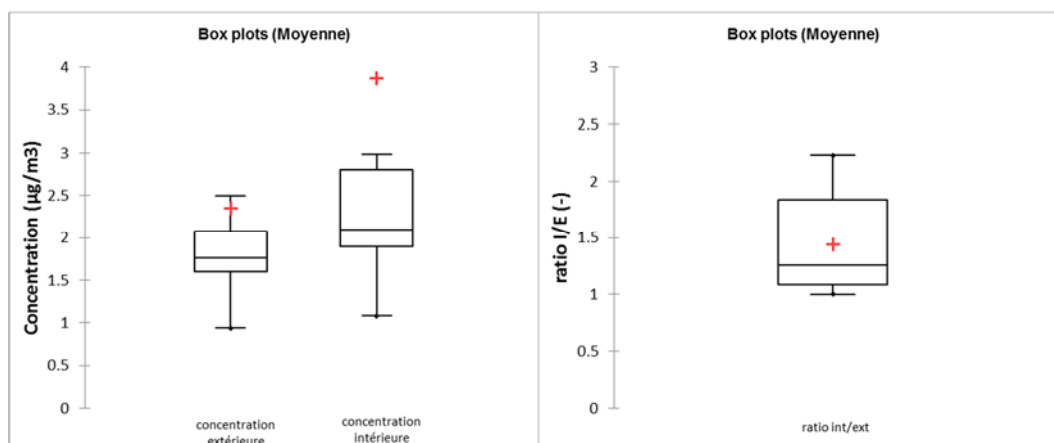


Figure 16 : Box plots des données moyennes de concentration intérieure et extérieure, et de ratios int/ext pour le benzène (11 études en France, écoles, par occurrence).

5.3.2 Benzène dans les bureaux

Le transfert de benzène de l'extérieur à l'intérieur de bureaux est renseigné dans 7 études internationales, dont 1 française mais qui ne fournit pas les ratios int/ext. Les ratios int/ext sont comparables à ce qui est observé dans les logements : 1,7 (médiane) et 2,03 (moyenne)

avec ou sans pondération. En effet, seules 2 études documentent les ratios int/ext dans les bureaux et ce dans un nombre très limité de bâtiments.

La majorité des données disponibles concerne les niveaux de concentrations et finalement assez peu d'études documentent les ratios int/ext.

Tableau 12 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	6	0.39	3.00	1.93	1.79	1.13
Moy concentration intérieure	7	0.57	9.50	3.30	3.70	3.26
Moyenne ratio int/ext	16	0.70	3.80	1.70	2.03	0.93

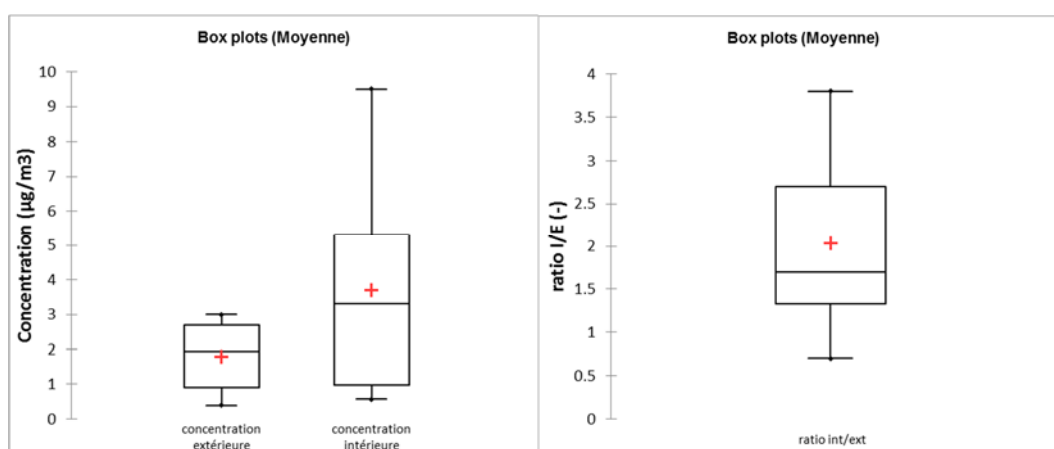


Figure 17 : Box plots des données moyennes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène dans les bureaux.

5.3.3 Benzène dans les autres types de bâtiments

Douze études (dont 3 françaises) renseignent les niveaux intérieurs et extérieurs de benzène dans les autres types de bâtiments. Ces derniers sont relativement variés, allant de la MJC à des cafés restaurants en passant par des lieux publics et des ambiances de travail.

Les ratios int/ext de benzène dans les autres types de bâtiments se situent autour de 1,1 en valeur médiane ou 1,8 en valeur moyenne.

Tableau 13 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les autres bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	17	0.40	3.60	1.40	1.73	1.06
Moy concentration intérieure	16	0.50	7.60	1.37	2.32	2.28
Moyenne ratio int/ext	36	0.53	9.30	1.07	1.77	1.82

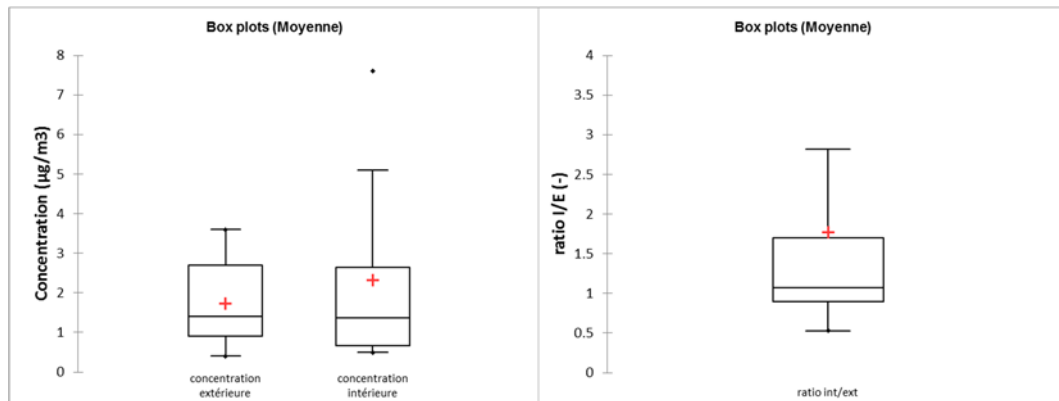


Figure 18 : Box plots des données moyennes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène dans les autres bâtiments.

5.3.4 Facteurs intervenant sur le ratio int/ext de benzène

Pour rechercher l'effet de différents facteurs sur les ratios int/ext de benzène, toutes les valeurs issues de tous les pays, quel que soit le type de bâtiment ont été prises en compte. Par contre, les données mesurées en présence de sources intérieures (= « oui ») ou de fumeurs (= « oui » ou « mixte ») ont été écartées. Au final, 122 occurrences de ratios int/ext moyen de benzène sont disponibles, ainsi que 28 occurrences de ratios int/ext médians. Le nombre restreint de ratios int/ext médians ne permet pas d'identifier une structure de distribution nette.

La distribution des ratios int/ext moyens est présentée à la Figure 19. Le ratio int/ext du benzène se situe en général autour de 1,15 (valeur médiane), valeur très proche de la médiane des ratios médians (1,16).

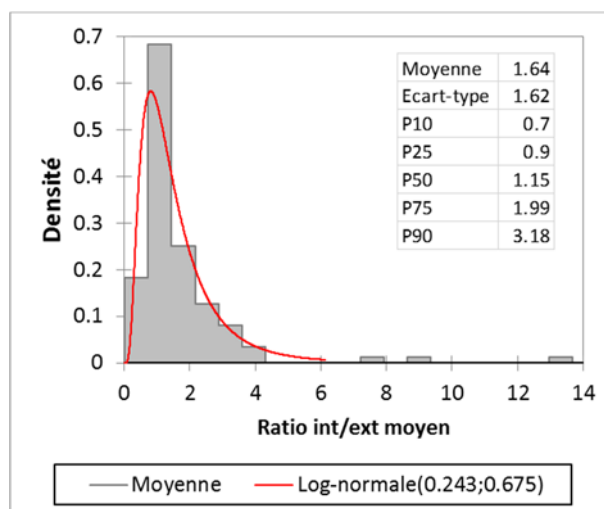


Figure 19 : Distribution des ratios int/ext moyen de benzène en absence de sources identifiées à l'intérieur pour tous pays, tous types de bâtiments (n= 122 occurrences)

Les ratios int/ext médians de benzène mesurés en France (1,2) sont légèrement supérieurs à ceux déterminés dans le reste de l'Europe (1,06) (Figure 20). Cette différence est faiblement significative ($p = 0,055$, test U de Mann-Whitney). La différence entre les ratios int/ext moyens

reste par contre non significative. Les effectifs associés aux études internationales sont dans tous les cas insuffisants pour permettre une comparaison. A noter également que les données disponibles pour les ratios int/ext moyens sont plus nombreuses que les ratios int/ext médians.

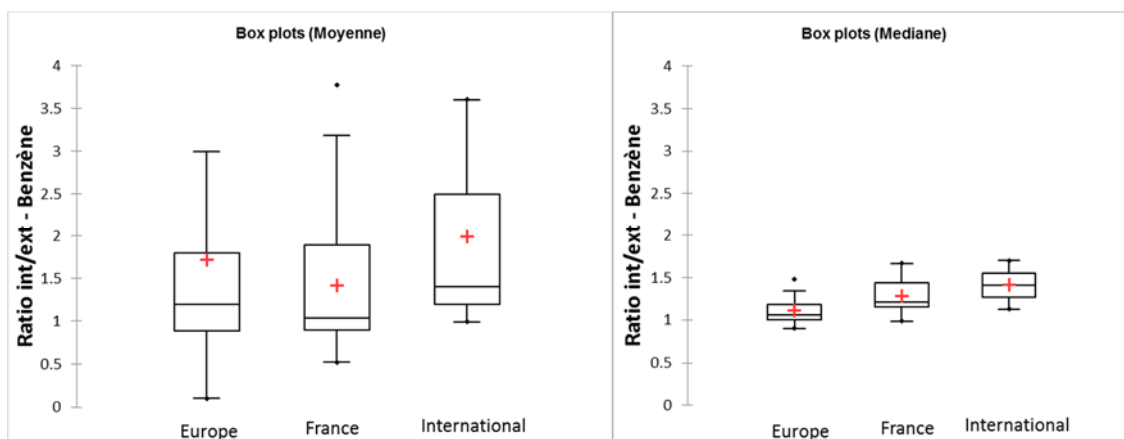


Figure 20 : Distribution des ratios int/ext moyens et médians pour tous types de bâtiments en France ($n = 36$ ou 10), en Europe (hors France, $n = 83$ ou 15) et à l'international (hors Europe, $n = 3$)

La zone de densité urbaine n'est pas toujours renseignée (38 % des cas) ou bien les données regroupent différentes situations (16 % des cas). Néanmoins, une différence significative est observée entre les ratios int/ext moyens en zone périurbaine (médiane de 0,7, $n = 17$) par rapport à la zone urbaine (1,1, $n = 40$). La zone rurale n'est pas suffisamment représentée pour permettre une comparaison.

Aucune variation significative du ratio int/ext moyen de benzène entre les saisons n'a été observée.

Les ratios int/ext moyen et médian du benzène en l'absence de sources manifestes à l'intérieur n'ont pratiquement pas évolué avec les années. Dans les deux cas, les pentes de variation observées ne sont pas significatives.

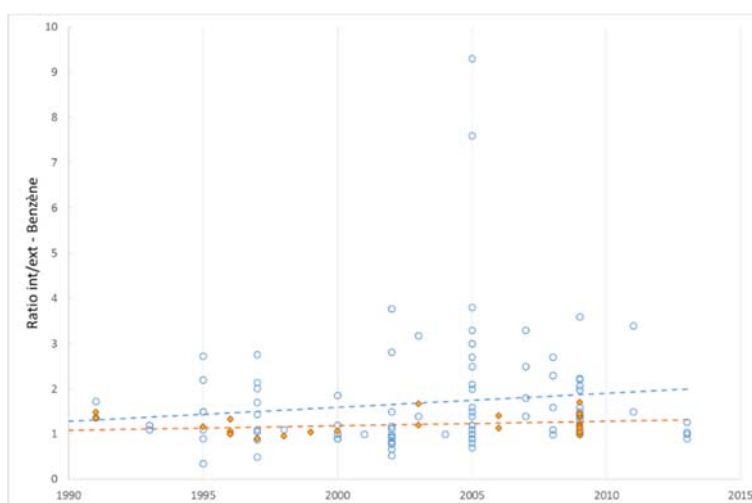


Figure 21 : Evolution du ratio int/ext moyen et médian du benzène en fonction de l'année de mesure

Une différence significative du ratio int/ext moyen de benzène est observée entre les écoles ($I/E = 1$) et les bureaux ($I/E = 1.7$) ($p = 0.001$, Mann-Whitney), mais également entre les bureaux et les autres types de bâtiments ($I/E = 1,07$) ($p = 0.022$).

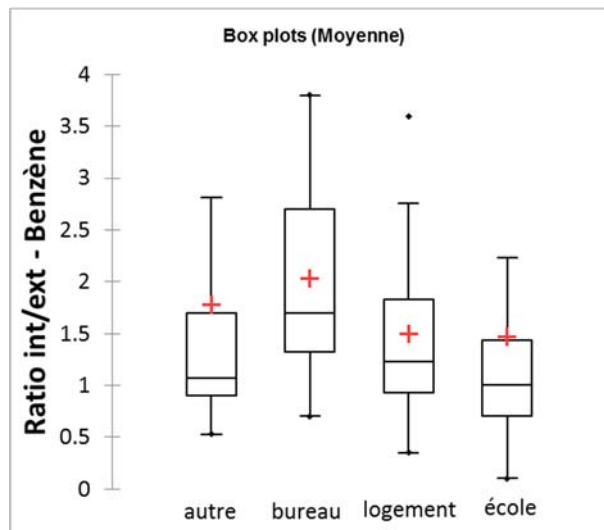


Figure 22 : Distribution du ratio int/ext moyen de benzène selon le type de bâtiments

Le type de ventilation, les conditions d'aération et d'occupation ne sont pas suffisamment discriminées entre elles pour pouvoir les croiser avec les ratios int/ext de benzène.

De façon plus spécifique, les études identifiées nous permettent de lister certains facteurs affectant le ratio int/ext de benzène.

La présence d'un garage communiquant contribue à augmenter le ratio int/ext du benzène dans un logement (ratio I/E de 2,8 dans 33 maisons canadiennes avec garage attenant, Mallach et al. (2017)). L'installation d'une extraction mécanique propre au garage permettrait de diminuer sa contribution au niveau intérieur de benzène, et donc de diminuer le ratio int/ext.

Le ratio int/ext peut varier selon la pièce intérieure instrumentée, notamment si celle-ci est souvent utilisée pour des activités, sources de pollution comme le benzène. C'est le cas du séjour, qui généralement concentre les activités tabagiques. Ainsi, Romagnoli et al. (2016) observe une différence dans le ratio int/ext d'un même appartement comportant des fumeurs entre le séjour ($I/E = 2,47$) et la chambre ($I/E = 2,22$). Durant la campagne pilote OQAI menée dans 60 logements, les ratios cuisine/ext et chambre/ext déterminées sur des concentrations en benzène intégrées sur 7 jours étaient en moyenne et médiane pratiquement similaire : respectivement 1,9 contre 1,8 et 1,36 contre 1,33 (Kirchner et al., 2001b).

Dans une étude sur le transfert int/ext menée à Paris, Porte de Vincennes à proximité du périphérique, Kirchner et al. (2001a, 2002) trouvent un ratio int/ext en benzène de 0,9 pour des mesures par diffusion intégrées sur 7 jours, mais compris entre 1,2 et 2,7 pour des mesures intégrées sur une journée à partir de prélèvements actifs horaires. L'appartement n'avait aucun mobilier et aucune activité pour limiter les sources de benzène. Celui-ci néanmoins pouvait provenir des revêtements et matériaux de construction déjà présents, des équipements de mesure ou d'un transfert de benzène provenant d'autres parties de l'immeuble (couloir et autres appartements).

Ilgen et al. (2001) mettent en évidence que le ratio int/ext de benzène dans 56 maisons en zone rurale (moyenne de 1,5) était équivalent à celui observé dans 56 logements situés à proximité d'un axe à fort trafic mais dont le prélèvement extérieur était réalisé dans l'arrière-cour (moyenne de 1,5). Dans ces deux cas, les ratios int/ext étaient supérieurs à ceux calculés pour les 56 logements urbains mais dont le prélèvement extérieur était situé côté rue (moyenne de 1,1). Ces différences sont liées à la variation importante de concentration en benzène entre 1) l'arrière-cour et la rue et 2) la zone rurale et la zone urbaine à proximité du trafic.

5.3.5 Références identifiées pour le transfert int/ext du benzène

Adgate, J. L., et al. (2004), Personal, indoor, and outdoor VOC exposures in a probability sample of children, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 14 Suppl 1, S4-S13

APPA (2003), Les Sentinelles de l'Air. 1ère phase : hiver 2000-2001 été 2001. Description des modes opératoires. Résultats de la campagne initiale avant travaux. 2003, Rapport préliminaire. La Tronche: Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, Comité Régional Dauphiné - Savoie. Faculté de Médecine - 38706 La Tronche.

Atmo Champagne-Ardenne (2004), Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004, Rapport, 26 p.

Atmos'air (2003), Qualité de l'air intérieur : mesures, analyses, recherches sur l'origine et la toxicité des polluants. , Atmos'air Bourgogne Centre-Nord, Dijon.

Bertoni G., C.C., Pasini A., Tappa R., 2002. (2002), Monitoring of ambient BTX at Monterotondo (Rome) and indoor-outdoor evaluation in school and domestic sites, *Journal of Environmental Monitoring*, 4(6), 903-909

Brenner, D. (2010), Results of a long-term study of vapor intrusion at four large buildings at the NASA Ames Research Center, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 60, 747-758

Brown V, Crump D (1995), The influence of indoor and outdoor sources on concentrations of benzene, toluene and undecane in 173 UK homes, *Proc. Healthy Buildings'1995*, 385-390

Bruno, P., et al. (2008), Monitoring of volatile organic compounds in non-residential indoor environments, *Indoor Air*, 18, 250-256

Campagnolo, D., Saraga, D.E., Cattaneo, A., Spinazzè, A., Mandin, C., Mabilia, R., Perreca, E., Sakellaris, I., Canha, N., Mihucz, V.G., Szigeti, T., Ventura, G., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., de Kluizenaar, Y., Cornelissen, E., Hänninen, O., Carrer, P., Wolkoff, P., Cavallo, D.M., Bartzis, J.G. (2017), VOCs and aldehydes source identification in European office buildings - The OFFICAIR study, *Building and Environment*, 115 (supplement C), 18-24

Canha, N., et al. (2016), Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France, *Indoor Air*, 26, 350-365

Cocheo V (1999), Benzene pollution and population exposure in Europe: The MACBETH project, *International conference Air quality in Europe: Challenges for the 2000s*, Venice 19th-21th, 36281

De Bortoli, M., et al. (1986), Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in Northern Italy, *Environment International*, 12, 343-350

De Bruin, Y. B., et al. (2008), Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union, *Environmental Science and Pollution Research*, 15, 417-430

De Gennaro, G., et al. (2013), Indoor and outdoor monitoring of volatile organic compounds in school buildings: Indicators based on health risk assessment to single out critical issues, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10, 6273-6291

Derbez, M., Wyart, G., Le Ponner, E., Ramalho, O., Ribéron, J., Mandin, C. (2017), Indoor air quality in energy-efficient dwellings: levels and sources of pollutants, *Indoor Air*, in press, DOI: 10.1111/ina.12431.

- Dodson, R. E., et al. (2009), Evaluating methods for predicting indoor residential volatile organic compound concentration distributions, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 19, 682-693
- Domsic S, Squinazi F. (2002), Connaissance de l'exposition de jeunes enfants à la pollution atmosphérique dans les crèches parisiennes, Convention DRASSIF-LHVP. Avenant n°10. Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris. , Mairie de Paris
- Edwards R.D (2001), VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland, *Atmospheric Environment*, 35, 4829-4841
- Freijer, J. I. and Bloemen, H. J. (2000), Modeling relationships between indoor and outdoor air quality, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 50, 292-300
- Fujita, E. M., et al. (2014), Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 64, 743-758
- Fuselli, S., et al. (2010), A three year study on 14 VOCs at one site in Rome: levels, seasonal variations, indoor/outdoor ratio and temporal trends, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3792-3803
- Geiss, O., et al. (2011), The AIRMEX study-VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data, *Atmospheric Environment*, 45, 3676-3684
- Godwin, C. and Batterman, S. (2007), Indoor air quality in Michigan schools, *Indoor Air*, 17, 109-121
- Gonzalez-Flesca, N., et al. (1999), Pilot study of personal, indoor and outdoor exposure to benzene, formaldehyde and acetaldehyde, *Environmental Science and Pollution Research*, 6, 95-102
- Gonzalez-Flesca, N., et al. (2000), Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the life MACBETH programme, *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, 59-67
- Héroux, M.-E., et al. (2010), Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3080-3099
- Ilgen E., L.K., Angerer J., Schneider P., Heinrich J., Wichmann H.-E. (2001), Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment: Part I. Indoor versus outdoor sources, the influence of traffic, *Atmospheric Environment*, 35, 1235-1252
- Jung, K.-H., et al. (2011), Personal, indoor, and outdoor exposure to VOCs in the immediate vicinity of a local airport, *Environmental Monitoring and Assessment*, 173, 555-567
- Kim, Y. M., et al. (2001), Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments, *Environmental Science & Technology*, 35, 997-1004
- Kingham S., B.D., Elliott P., Fischer P., Lebrete E. (2000), Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England., *Atmospheric Environment*, 34(6), 905-916
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001a), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S., Cochet C., Derbez M., Duboudin C., Elias P., Gregoire A., Jedor B., Lucas J.P., Pasquier N., Pigneret M., Ramalho O. (2007), Etat de la qualité de l'air dans les logements français, *Environnement Risques & Santé*, 6(4), 259-269
- Kirchner S, Gauvin S, Golliot F, Ramalho O, Pennequin A (2003), French permanent survey on indoor air quality—microenvironmental concentrations of volatile organic compounds in 90 French dwellings, *Proc. Healthy Buildings 2003*, Decembre 2003, Singapore, Vol I (349-354)
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Kouniali A, Cicolella A, Gonzalez-Flesca N, Dujardin R, Gehanno JF, Bois FY (2003), Environmental benzene exposure assessment for parent-child pairs in Rouen, France, *Sci Total Environ* , 308(1-3), 73-82

- Lai, H. K., et al. (2004), Personal exposures and microenvironment concentrations of PM 2.5, VOC, NO 2 and CO in Oxford, UK, *Atmospheric Environment*, 38, 6399-6410
- Langer, S., et al. (2016), Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics, *Atmospheric Environment*, 128, 82-91
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. (1993), Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris., *Proc Healthy Buildings 1993*, Vol. 3, 23-28
- Levsen K, Ilgen E, Angerer J, Schneider P, Heinrich J (1999), Human's exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons: indoor and outdoor sources, *International conference Air quality in Europe: Challenges for the 2000s*, Venice 19th-21th, 36281
- Levsen K, Schimming E, Angerer J, Wichmann HE, Heinrich J (1996), Exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons: Indoor and outdoor sources, *Proc. Indoor Air'96*, Nagoya (Japan), July 1996, Vol. 1, 1061-1066
- Mallach, G., et al. (2017), Exhaust ventilation in attached garages improves residential indoor air quality, *Indoor Air*, 27, 487-499
- Missia, D. A., et al. (2010), Indoor exposure from building materials: a field study, *Atmospheric Environment*, 44, 4388-4395
- OQAI : Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jedor B, Lucas JP, Pasquier N, Pigneret M, Ramalho O (2007), Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. DDD/SB-2006-57, mai 2007, 183 p.
- Ozkaynak, H., et al. (2008), Modeling population exposures to outdoor sources of hazardous air pollutants, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 18, 45-58
- Pegas, P. N., et al. (2011), Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring, *Environmental Geochemistry and Health*, 33, 455-468
- Pegas, P. N., et al. (2012), Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal, *Atmospheric Environment*, 55, 80-89
- Ramalho, O., Wyart, G., Mandin, C., Blondeau, P., Cabanes, P.-A., Leclerc, N., Mullot, J.-U., Boulanger, G., Redaelli, M. (2015), Association of carbon dioxide with indoor air pollutants and exceedance of health guideline values, *Building and Environment*, 93(Part 1), 115-124
- Rames, A., et al. (2012), Assessment of indoor air quality related to potential vapor intrusion: Issues for former manufactured gas plants, *Environnement, Risques & Sante*, 11, 110-119
- Ribéron, J., et al. (2002), Indoor air quality in schools: the impact of ventilation conditions and indoor activities, *Proceedings of Indoor Air'2002*, Monterey (CA).
- Roda, C., et al. (2011), Assessment of indoor environment in Paris child day care centers, *Environmental Research*, 111, 1010-1017
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 3503-3516
- SINPHONIE (2014), Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe, Final Report, EU project, 157 p
- Solomon, S. J., et al. (2008), VOC Concentrations in an Indoor Workplace Environment of a University Building, *Indoor and Built Environment*, 17, 260-268
- Spruyt M., R. Bormans, L. Desmet, F. Geyskens, D., Poelmans, B. Van Hasselt, L. Verbeke, E. Goelen (2006), The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality, Part 1-2-3: Exposure of Children, Report DTG/OL200400027/4223/M&G, VITO.
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, *Indoor Air*, 18, 454-463
- Tumbiolo, S., et al. (2004), Determination of benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in air by solid phase micro-extraction/gas chromatography/mass spectrometry, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 380, 824-830

- Tumbiolo, S., et al. (2005), SPME sampling of BTEX before GC/MS analysis: examples of outdoor and indoor air quality measurements in public and private sites, *Annali Di Chimica*, 95, 757-766
- Ullrich D, Brenske KR, Heinrich J, Hoffmann K, Ung L, Seifert B (1996), Volatile organic compounds: comparison of personal exposure and indoor air quality measurements, *Proc. Indoor Air'96*, Nagoya (Japan), July 1996, Vol. 4, 301-306
- Verrielle, M., et al. (2014), Do low energy public buildings (LEPB) comply with the recent IAQ regulations in France? What about unregulated VOC? *Indoor Air 2014 - 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, 608-614
- Verrielle, M., et al. (2016), The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France, *Indoor Air*, 26, 702-713
- Villanueva, F., et al. (2015), Levels and sources of volatile organic compounds including carbonyls in indoor air of homes of Puertollano, the most industrialized city in central Iberian Peninsula. Estimation of health risk, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 218, 522-534
- Xu, J., Szyszkowicz, M., Jovic, B., Cakmak, S., Austin, C.C., Zhu, J., (2016), Estimation of indoor and outdoor ratios of selected volatile organic compounds in Canada, *Atmospheric Environment*, 141, 523-531
- Zabiegał, B., et al. (2005), Passive samplers in indoor air quality control, *Transactions on ecology and the environment*, 82, 195-204
- Zhu, J., et al. (2005), Selected volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada, *Environmental Science & Technology*, 39, 3964-3971

5.4 Monoxyde de carbone

Un nombre restreint de 14 études internationales, dont 6 françaises, comporte des données sur le transfert int/ext du monoxyde de carbone. Parmi elles, 12 études concernent les bureaux (2 en France), 6 les écoles (1 en France), 3 les logements (2 en France) et 4 d'autres bâtiments (1 en France).

5.4.1 CO dans les logements

Seules 3 études présentant à minima des niveaux intérieurs et extérieurs de CO ont été identifiées. La première a été menée dans une soixantaine de logements en Italie, dans la vallée du Pô en saison chauffe et hors-chauffe durant l'année 2007 (Cattaneo et al., 2011). Les résultats sont déterminés à partir de capteurs passifs électrochimiques et intégrés sur une journée (Tableau 14). Les auteurs n'indiquent pas les ratios int/ext observés. Et malgré la prévalence de non-fumeurs dans l'échantillon, les données incluent la présence de fumeurs. Les données extérieures sont issues des réseaux de surveillance.

Tableau 14 : Concentrations journalières intérieures et extérieures de CO mesurés dans 60 logements en Italie

CO (ppm)	Moyenne	Médiane	Ecart-type	N
Int / Hors-chauffe	1.4	1.6	0.7	54
Ext / Hors-chauffe	0.49	0.5	0.2	60
Int / Chauffe	1.7	1.5	0.8	50
Int / Chauffe	0.9	1	0.3	53

La campagne nationale logement menée par l'OQAI de 2003 à 2005 a déterminé les concentrations en CO dans différentes pièces du logement et à l'extérieur au moyen de capteurs électrochimiques (Kirchner et al., 2007). Pour évaluer le transfert intérieur/extérieur, les concentrations moyennes observées dans le séjour et à l'extérieur ont été calculées sur la semaine et un ratio hebdomadaire déterminé pour chaque logement. Les données stratifiées selon la saison et la présence de fumeurs sont présentées au Tableau 15. Les ratios int/ext sont en moyenne très élevés même en l'absence de fumeurs, sans doute du fait de la présence d'autres sources de combustion. La valeur médiane des ratios int/ext reste inférieure à 1 dans tous les cas, avec une valeur particulièrement basse en l'absence de fumeurs (0,3). Etant donné la forte incertitude des appareils utilisés autour des valeurs faibles (± 3 ppm), valeurs fréquemment observés à la fois en intérieur et en extérieur, les valeurs de ratios int/ext du CO représentés au Tableau 15 doivent être considérées comme indicatives.

La dernière étude est plus appropriée pour déterminer le transfert int/ext du CO. Elle s'est déroulée à Paris, Porte de Vincennes à proximité du périphérique en 2000 (Kirchner et al., 2001a, 2002). Un appartement vide, ventilé par extraction mécanique et situé au 3^{ème} étage a fait l'objet de mesures intérieures et extérieures par des analyseurs infrarouge selon différents scénarios. Les ratios int/ext ont été calculés à partir des concentrations journalières. Des valeurs de facteur d'infiltration ont pu être extraites à partir de la pente des relations entre les concentrations intérieures et extérieures. Un retard entre l'intérieur et l'extérieur pouvant atteindre une heure est pris en compte dans la régression. Les résultats sont présentés au

Tableau 16. Quel que soit le scénario, le ratio int/ext de CO est voisin de 1 (0,99 à 1,07). Le facteur d'infiltration déterminé par régression varie de 0,74 à 0,89.

Tableau 15 : Concentrations hebdomadaires intérieures et extérieures de CO (ppm) mesurées dans plus de 500 logements en France selon la saison et la présence de fumeurs (Kirchner et al., OQAI 2007)*

Saison	Fumeurs	Paramètre	Moyenne	Médiane	Ecart-type	Min	Max	N
Toutes	mixte	concentration int	0.48	0.1	0.84	0	6.2	539
Toutes	mixte	concentration ext	0.51	0.03	1.01	0	6.2	502
Toutes	mixte	ratio int/ext	63	0.7	273	0	3441	439
chauffe	mixte	concentration int	0.55	0.14	0.9	0	6.3	363
chauffe	mixte	concentration ext	0.55	0.06	1.07	0	6.2	336
chauffe	mixte	ratio int/ext	49.1	0.83	196	0	1981	304
hors-chauffe	mixte	concentration int	0.34	0.02	0.66	0	2.9	176
hors-chauffe	mixte	concentration ext	0.44	0.005	0.87	0	3.0	166
hors-chauffe	mixte	ratio int/ext	94.6	0.36	395	0	3441	135
Toutes	oui	concentration int	0.63	0.16	0.98	0	6.3	203
Toutes	oui	concentration ext	0.51	0.04	0.91	0	6.2	185
Toutes	oui	ratio int/ext	65.5	1.73	237	0	1998	161
Toutes	non	concentration int	0.38	0.05	0.72	0	6.1	336
Toutes	non	concentration ext	0.51	0.03	1.06	0	6.2	317
Toutes	non	ratio int/ext	61.8	0.32	293	0	3441	278

*données indicatives du fait d'une grande incertitude des instruments aux valeurs faibles

Tableau 16 : Ratios int/ext et facteur d'infiltration du CO dans un logement parisien selon différents scénarios (Kirchner et al., 2001a, 2002).

Paramètre	été	hiver	scénario
concentration int (ppm)	0.42	0.81	Tous scénarios confondus
concentration ext (ppm)	0.40	0.81	Tous scénarios confondus
ratio int/ext	1.07	1.01	Extraction = 106 m ³ /h
facteur d'infiltration F	0.77	0.86	Extraction = 106 m ³ /h
ratio int/ext	1.04	1	Extraction = 63 m ³ /h
facteur d'infiltration F	0.74	0.89	Extraction = 63 m ³ /h
ratio int/ext	1.05	1.01	Extraction = 63 m ³ /h avec adsorbant
facteur d'infiltration F	0.76	0.75	Extraction = 63 m ³ /h avec adsorbant
ratio int/ext	0.99	-	Ouverture 1 fenêtre
facteur d'infiltration F	0.88	-	Ouverture 1 fenêtre

5.4.2 CO dans les écoles

Seules 6 études renseignent les niveaux intérieurs et extérieurs de CO dans les écoles. Une étude française de 1993 fournit des données sur 10 écoles (Laurent et al., 1993) et l'étude européenne SINPHONIE intègre des mesures réalisées dans 2 écoles françaises (Sinphonie, 2014).

Les statistiques des données disponibles pour le CO dans les écoles à l'échelle internationale sont présentées au Tableau 17. Les concentrations intérieures comme extérieures sont

relativement élevées, étant donné que la grande majorité des bâtiments se situent à proximité d'axe routier à forte intensité de trafic et les valeurs maximales observées à Athènes. Le ratio int/ext moyen se situe à 0,7 en valeur médiane, proche du ratio int/ext médian (0,8). Étant donné l'absence de sources intérieures connues de CO dans la grande majorité de ces écoles, le ratio int/ext peut être interprété comme un facteur d'infiltration, en excluant la seule valeur supérieure à 1 provenant de l'étude SINPHONIE.

Tableau 17 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les écoles.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	10	0.50	5.50	2.78	3.03	1.64
Moy concentration intérieure	10	0.90	3.96	1.71	2.14	1.23
Moyenne ratio int/ext	10	0.49	6.00	0.71	1.19	1.69

5.4.3 CO dans les bureaux

Avec 12 études, les bureaux sont les environnements les mieux représentés dans l'étude du transfert int/ext de CO. Le Tableau 18 résume les statistiques s'y afférant. Les niveaux intérieurs et surtout extérieurs de CO sont un peu plus faibles en moyenne que dans les écoles, ce qui peut s'expliquer par le fait que dans la moitié des cas, les bureaux ne sont pas situés à proximité immédiate d'un axe à fort trafic. Les ratios int/ext de CO sont par voie de conséquence légèrement plus élevés (0,9 en moyenne).

Tableau 18 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les bureaux.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	14	0.00	3.70	1.50	1.34	0.89
Moy concentration intérieure	14	0.00	3.20	1.40	1.32	0.79
Moyenne ratio int/ext	7	0.75	1.17	0.89	0.89	0.13

5.4.4 CO dans les autres types de bâtiments

Quatre études ont considéré les conditions de transfert de CO dans les autres établissements, essentiellement autour d'EHPA (établissements d'hébergement pour personnes âgées), de lieux publics variés et indifférenciés (centres commerciaux, restaurants) et d'une galerie commerciale située en France.

Tableau 19 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les autres bâtiments.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	10	0.12	1.20	0.67	0.59	0.32
Moy concentration intérieure	10	0.17	1.30	0.68	0.71	0.30
Moyenne ratio int/ext	1			0.78		

Les concentrations observées sont plus faibles que dans les bureaux et les écoles. Seules deux valeurs de ratio int/ext de CO sont disponibles. La valeur de ratio de 0,78 a été observée dans la galerie commerciale en France en été (Atmo Champagne-Ardenne, 2004). Une valeur plus élevée de 1,4 est également observée et correspond à la médiane des ratios observés dans 82 environnements intérieurs différents à Los Angeles (Fujita et al., 2014).

5.4.5 Facteurs intervenant sur le transfert int/ext du CO

Le facteur d'infiltration F du CO n'a été renseigné que dans une seule étude menée dans un appartement à Paris sous deux conditions de renouvellement d'air. Il varie entre 0,7 et 0,9.

La présence de sources de combustion à l'intérieur du bâtiment, et en particulier la présence de fumeurs peut considérablement modifier le ratio int/ext du CO. Comme pour le benzène, la présence d'un garage attenant pourrait également venir l'augmenter. Dès lors, ce dernier n'est plus représentatif du transfert.

En l'absence de sources intérieures de CO, et après retrait des données de la campagne nationale logements OQAI, utilisant une métrologie insuffisamment précise pour caractériser le transfert, un total de 25 valeurs moyennes et 9 valeurs médianes de ratios int/ext est disponible quel que soit le type de bâtiments. La distribution de ces valeurs est présentée à la Figure 23. L'ensemble des valeurs est inférieure à 1,2 sauf une, très élevée, affichant une valeur de 6. Cette dernière correspond à la moyenne des ratios int/ext observés dans les 56 écoles du projet européen SINPHONIE en période de chauffe.

La médiane des ratios int/ext du CO est de 0.8 en l'absence de sources intérieures, valeur très proche du facteur d'infiltration F observé par ailleurs.

Ces données ont été déterminées entre 1994 et 2011 sans aucune tendance d'évolution discernable. Dans 88 % des cas, elles correspondent à des bâtiments situés en zone urbaine et à proximité d'axe routier à fort trafic. Les ratios int/ext ont été déterminés à différentes saisons sans différences significatives notables globalement. A Paris, Kirchner et al. (2002) trouvent des ratios int/ext de CO similaires entre l'été et l'hiver pour une configuration identique. Par contre, Chaloulakou et al. (2002) observent bien une différence saisonnière du ratio int/ext de CO dans une école à Athènes : 0,72 en moyenne en hiver contre 0,55 en été. Cette différence se maintient les week-ends, alors que les fenêtres sont fermées (0,78 en hiver contre 0,70 en été).

Les ratios int/ext de CO déterminés dans les écoles (0,7) sont significativement plus faibles que ceux déterminés dans les logements (1,0) à $p < 0,0001$, mais également en comparaison aux bureaux (0,9) à $p = 0,01$. L'influence du type de bâtiments doit néanmoins être confirmée par un plus grand nombre d'observations disponibles.

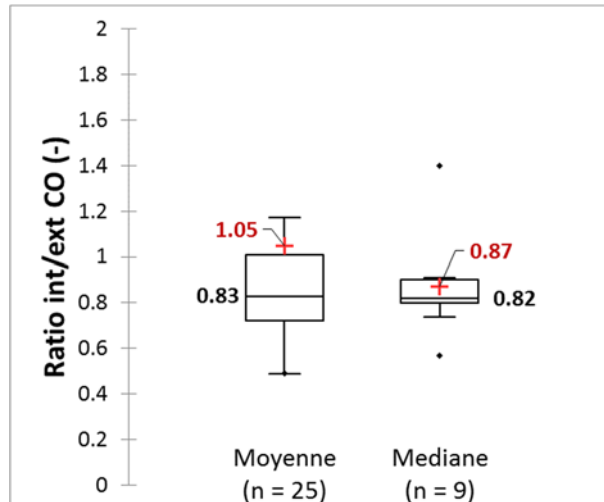


Figure 23 : Ratios int/ext de CO pour tout type de bâtiment en l'absence de sources intérieures identifiées.

Le type de ventilation semble avoir une influence sur le ratio int/ext moyen du CO. Ce dernier est significativement plus élevé dans les bâtiments équipés d'un système de ventilation mécanique (extraction mécanique, insufflation sans filtration et moteur d'insufflation monté sur fenêtres) par rapport aux bâtiments qui en sont dépourvus (médianes respectives 1 contre 0,6, $p = 0,004$). Forcer l'extraction ou l'insufflation favoriserait le transfert du CO de l'extérieur à l'intérieur. Les bâtiments sans systèmes spécifiques de ventilation sont essentiellement des écoles. A l'inverse, les bâtiments équipés de système de ventilation sont exclusivement des logements et des bureaux. L'influence du type de bâtiment est donc liée à celle du type de ventilation. Cette comparaison est assise sur un effectif très faible qu'il convient de consolider pour s'assurer de l'influence du type de ventilation sur le ratio int/ext du CO. Par ailleurs, ces résultats indicatifs ne préjugent pas de l'influence d'autres systèmes de ventilation mécanique comme la ventilation double flux par exemple.

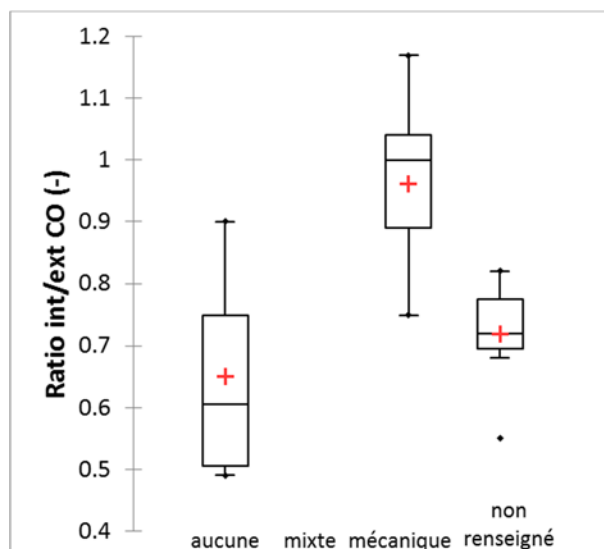


Figure 24 : Influence indicative du type de ventilation sur le ratio int/ext du CO en l'absence de sources intérieures.

Les conditions d'aération ne sont pas suffisamment variées et renseignées pour pouvoir évaluer leur impact sur le ratio int/ext de CO. Les situations en fenêtres fermées correspondent par ailleurs en majorité à la présence de systèmes mécaniques de ventilation. C'est également le cas de l'inoccupation des locaux.

Les autres facteurs spécifiques au transfert int/ext de CO identifiés dans les études sont détaillés ci-après :

- Le point de mesure extérieur affecte la valeur du ratio int/ext de CO. Chaloulakou et al. (2003) trouvent une valeur moyenne de ratio int/ext de CO de 0,9 et de 0,7 respectivement dans un bureau et une école à Athènes, en se basant sur des mesures extérieures à proximité des bâtiments. Des valeurs de ratios int/ext moyens respectives de 0,7 et 0,5 sont obtenues en se basant sur les données de la station de mesure du réseau de surveillance la plus proche, où les concentrations extérieures sont plus élevées. Ce facteur est également mis en avant par Fujita et al. (2014) à Los Angeles qui montre que la concentration extérieure du CO et d'autres polluants varie selon la distance du point de mesure à la route.
- Le jour de la semaine influence le ratio int/ext du CO. Chaloulakou et al. (2002) observent des valeurs de ratios en moyenne plus faibles les jours ouvrés (0,55) par rapport aux samedis (0,71) et dimanches (0,68) en été. Cette différence est moins marquée en hiver. Cette influence du jour de semaine est liée à la variation de la concentration extérieure plus importante les jours ouvrés qu'en fin de semaine.
- Pour les pièces de grand volume, la concentration intérieure de la pièce peut ne pas être homogène spatialement et avoir un impact sur le calcul du ratio int/ext (Chaloulakou et al., 2002). Cet impact sera d'autant plus important que l'on considère des concentrations et une modélisation du transfert à des pas de temps fins. Ce facteur est également à mettre en lien avec le déphasage des concentrations intérieures observées par rapport à l'extérieur dans certaines études (Kirchner et al., 2001a).
- La direction du vent est responsable à 66 % des variations observées de ratio int/ext de CO dans un local universitaire à Londres soumis à une ventilation traversante (Ni Riain et al., 2003). Le ratio int/ext minimum (0,3) est observé lorsque la façade exposée est sous le vent. Il est par contre maximum (1,2) lorsque la façade exposée est au vent.
- Les mêmes auteurs ont fait varier le débit d'insufflation dans une même pièce inoccupée pour obtenir 3 différentes valeurs de renouvellements d'air (0,7 ; 2,1 et 2,7 h⁻¹). Le ratio int/ext de CO augmentait avec le taux de renouvellement d'air de 0,75 à 0,83 puis 0,89.

5.4.6 Références identifiées pour le transfert int/ext du CO

Arhami, M., et al. (2009), Associations between personal, indoor, and residential outdoor pollutant concentrations: implications for exposure assessment to size-fractionated particulate matter, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59, 392-404

Atmo Champagne-Ardenne (2004), Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004, Rapport , 26 p

Bluyssen, P. M., et al. (1996), European indoor air quality audit project in 56 office buildings, *Indoor Air*, 6, 221-238

Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M. (2011), Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy, *Indoor Air*, 21(6), 489-500

Chaloulakou A., M.I. (2002), Comparison of indoor and outdoor concentrations of CO at a public school. Evaluation of an indoor air quality model, *Atmospheric Environment*, 36(11), 1769-1781

Chaloulakou, A., et al. (2003), Indoor and outdoor carbon monoxide concentration relationships at different microenvironments in the Athens area, *Chemosphere*, 52, 1007-1019

Fujita, E. M., et al. (2014), Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64, 743-758

Kirchner (1995), European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. , National report, February 1995.

Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001a), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A, avril 2001, 269 p.

Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, 164-169

Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. (1993), Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris, *Proc Healthy Buildings 1993*, Vol. 3, 23-28

Ni Riain C.M., Mark, D., Davies, M., Harrison, R.M., Byrne, M.A. (2003), Averaging periods for indoor-outdoor ratios of pollution in naturally ventilated non-domestic buildings near a busy road, *Atmospheric Environment*, 37(29), 4121-4132

OQAI : Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jedor B, Lucas JP, Pasquier N, Pigneret M, Ramalho O (2007), Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. DDD/SB-2006-57, mai 2007, 183 p.

Polidori, A., et al. (2007), Indoor/Outdoor relationships, trends, and carbonaceous content of fine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 57, 366-379

SINPHONIE (2014), Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe, Final Report, EU project, 157 p

5.5 Dioxyde de soufre

Au total, 11 études fournissent des informations de transfert int/ext concernant le dioxyde de soufre (SO₂), dont 3 en France. Ces données concernent les logements (7 études), les écoles (4 études) et une bibliothèque, un bar et une donnée expérimentale (1 étude).

5.5.1 SO₂ dans les logements

Les concentrations intérieures de SO₂ sont quasi-systématiquement inférieures aux niveaux extérieurs (Tableau 20). Les ratios int/ext reportés sont tous inférieurs à 1 et situés en moyenne à 0,4 (plage de 0,2 à 0,7). Les valeurs de ratios sont très proches des quelques rares facteurs d'infiltration signalés, en moyenne de 0,4 (de 0,2 à 0,6). Ces dernières valeurs sont déduites de deux études françaises au Havre (Coppalle et al., 2002) et à Paris (Kirchner et al., 2001a, 2002). Etant donné, la proximité des valeurs de facteurs d'infiltration et de ratios int/ext, ces derniers pourraient également être interprétés comme des facteurs d'infiltration sous l'hypothèse d'absence de sources intérieures, ce qui est très souvent le cas.

Tableau 20 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de SO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les logements.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	10	1.20	24	10.3	11	7.53
Moy concentration intérieure	13	0.70	43	1.40	5.24	11.5
Moy facteur d'infiltration	4	0.22	0.58	0.44	0.42	0.19
Moyenne ratio int/ext	6	0.03	0.68	0.42	0.38	0.31

5.5.2 SO₂ dans les écoles

Le nombre d'occurrence du SO₂ dans les écoles est plus faible. Les données de Meininghaus et al. (2003) sont trop atypiques (42 µg/m³ aussi bien en intérieur qu'en extérieur) et n'ont pas été prises en compte dans les statistiques (Tableau 21). Les ratios int/ext sont en moyenne de 0,3 (0,03 à 0,4) et légèrement plus faibles que dans les logements. La seule valeur du facteur d'infiltration disponible 0,53 a été observée au Havre en hiver (Coppalle et al., 2002).

Tableau 21 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de SO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les écoles.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	5	0.40	7.70	2.30	3.40	3.25
Moy concentration intérieure	5	0.10	2.40	0.90	1.20	1.14
Moy Facteur d'infiltration	1	0.53	0.53	0.53	0.53	
Moyenne ratio int/ext	5	0.03	0.40	0.30	0.27	0.14

5.5.3 SO₂ dans les autres bâtiments

Traynor et al. (1982) ont déterminé le facteur de pénétration p dans une chambre environnementale de 27 m³ contenant une gazinière et une hotte. La chambre

environnementale était elle-même située dans un bâtiment et l'infiltration d'air prise en compte était celle du bâtiment vers la chambre expérimentale. Le facteur de pénétration p de SO_2 déterminé par modélisation dans ces conditions en l'absence de combustion était en moyenne de 1 (écart-type < 0.1). Les auteurs ont également déterminé une constante de dépôt non négligeable du SO_2 en moyenne de $0,15 \text{ h}^{-1}$. Cette valeur non représentative de l'infiltration de l'extérieur vers l'intérieur est difficilement transposable à d'autres environnements.

A Rome, Romagnoli et al. (2016) ont mesuré les niveaux de SO_2 dans la salle d'un bar à proximité d'un axe routier en période de chauffe. Les concentrations intérieures étaient en moyenne de $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et les niveaux extérieurs de $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le ratio int/ext moyen dans ces conditions était de 0,46.

En République Tchèque, Lopez-Aparicio et al. (2011) a suivi le ratio int/ext du SO_2 dans une ancienne bibliothèque à proximité d'une route à fort trafic sur une année. Le ratio int/ext variait de 0,25 à 0,74 (moyenne de $0,49 \pm 0,16$).

5.5.4 Facteurs associés au transfert int/ext du SO_2

Les données de ratios int/ext et de facteurs d'infiltration, très similaires, ont été regroupées pour estimer une distribution élargie du facteur d'infiltration de SO_2 (Figure 25). La distribution suit approximativement une loi normale avec une moyenne et une médiane de 0,40. Cela implique qu'en moyenne les occupants sont exposés à 40 % de la concentration extérieure de SO_2 durant leur présence à l'intérieur d'un bâtiment.

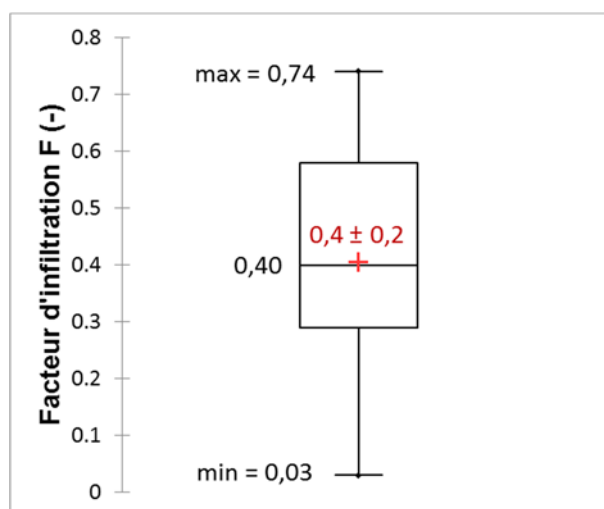


Figure 25 : Distribution élargie du facteur d'infiltration du SO_2 pour tout type de bâtiment en l'absence de sources intérieures ($n = 25$ occurrences)

Les données couvrent la période de 1990 à 2013, mais aucune tendance d'évolution n'est visible dans les données.

Aucune différence significative dans le facteur d'infiltration F n'a été observé globalement selon les différents facteurs (saison, zone urbaine, pays, type de bâtiments, type de ventilation, présence de fumeurs, aération). Mais, le faible nombre d'occurrence ne permet pas de conclure à l'absence d'influence de ces facteurs.

De manière plus spécifique, le facteur d'infiltration du SO_2 nettement inférieur à 1 indique une perte par dépôt sur les surfaces caractérisée par ailleurs (Traynor et al., 1982 ; Kirchner et al, 2001a et 2002). En conséquence, le rapport surface/volume de la pièce considérée intervient directement dans la constante de dépôt et donc sur le facteur d'infiltration. Une plus grande surface disponible va ainsi augmenter le dépôt de SO_2 et diminuer le facteur d'infiltration. A l'inverse, un plus grand volume va diminuer la constante de dépôt et augmenter le facteur d'infiltration.

Brauer et al. (1991) observent une différence significative dans le ratio int/ext de SO_2 entre l'été (0,39 moyenne géométrique) et l'hiver (0,05 moyenne géométrique) de 6 logements à Boston. Les auteurs attribuent cette différence à un taux de renouvellement plus faible en hiver qui augmente le temps de séjour du SO_2 et par conséquent la probabilité qu'il interagisse et qu'il se dépose sur les surfaces. Par ailleurs, les auteurs mettent également en avant la formation hétérogène de H_2SO_4 en présence de gouttelettes d'eau, dont la vitesse de réaction dépend de la concentration d'ammoniacque dans l'air. Ce dernier réagit en effet avec H_2SO_4 pour former des sulfates et des ions ammonium NH_4^+ . Les concentrations intérieures de SO_2 et NH_4^+ sont d'ailleurs corrélées.

La présence d'unités de climatisations intérieures, très courante aux Etats-Unis, pourrait modifier les niveaux intérieurs de SO_2 . Leaderer et al. (1999) observent des niveaux intérieurs plus faibles en été dans 49 logements utilisant la climatisation fenêtres fermées ($0,8 \pm 1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) par rapport à 7 logements n'en utilisant pas ($2,4 \pm 2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Suh et al. (2003) constatent également que la présence de climatisation dans 7 logements est associée à une concentration plus faible de SO_2 ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) par rapport aux 40 logements qui n'en utilisent pas ($3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Les ratios int/ext correspondants ne sont pas renseignés dans les deux cas.

Romagnoli et al. (2016) a mesuré le ratio int/ext du SO_2 à 4 niveaux différents d'une même école à Rome. Le ratio int/ext variait de 0,02 au rez-de-chaussée jusqu'à 0,04 au maximum au 2^{ème} étage. Les mêmes auteurs observent un ratio int/ext faible dans un logement fumeur (0,03) par rapport à un logement sans fumeurs (0,68). Ces observations réalisées sur un suivi de 3 jours restent indicatives et ne permettent pas de conclure à l'influence effective de ces paramètres.

Coppalle et al. (2002) dans une étude menée dans une école au Havre en hiver, ont identifié différents facteurs influençant le ratio int/ext de SO_2 . La vitesse du vent au carré, la température extérieure et l'ouverture de fenêtres tendent à augmenter le ratio int/ext, tandis que la concentration extérieure de SO_2 différenciée ou non tend à le diminuer. Le modèle que les auteurs ont développé permet de déduire le taux de renouvellement et la constante de dépôt à partir desquels le facteur d'infiltration a pu être calculé. Ils tiennent compte d'un délai d'une quinzaine de minutes entre l'intérieur et l'extérieur. Les auteurs jugent par ailleurs que l'utilisation de tubes passifs pour établir des ratios est faussée du fait de ce décalage temporel. Cela est sans doute vrai pour des durées d'intégration de quelques heures (entre 8 et 24 heures), mais une intégration sur plusieurs jours devrait gommer ces problèmes de décalage.

5.5.5 Références identifiées pour le transfert int/ext du SO_2

Brauer, M., et al. (1991), Indoor and outdoor concentrations of inorganic acidic aerosols and gases, Journal of the Air & Waste Management Association, 41, 171-181

- Coppalle, A., Beaudreau, P., Delmas, V. (2002), Le transfert extérieur/intérieur des polluants atmosphériques : approches statistiques et physiques utiles pour le calcul de l'exposition des populations, *Pollution Atmosphérique*, 175, 407-419
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001a), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Koutrakis, P., et al. (2005), Characterization of particulate and gas exposures of sensitive subpopulations living in Baltimore and Boston, *Research Report (Health Effects Institute)*, , 1-65; discussion 67-75
- Leaderer, B. P., et al. (1999), Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₄(2)-, H⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, NH₃, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters, *Environmental Health Perspectives*, 107, 223-231
- López-Aparicio, S., et al. (2011), Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope, *Building and Environment*, 46, 1460-1468
- Meininghaus, R., et al. (2003), Risk assessment of sensory irritants in indoor air—a case study in a French school, *Environment International*, 28, 553-557
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 3503-3516
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, *Indoor Air*, 18, 454-463
- Suh HH, Koutrakis P, Spengler JD (1993), Indoor and outdoor acid aerosol and gas concentrations, *Proc. Indoor Air'93, Helsinki, Finland*, Vol. 3, 257-262
- Traynor, G. W., et al. (1982), Technique for determining pollutant emissions from a gas-fired range, *Atmospheric Environment* (1967), 16, 2979-2987

5.6 Dioxyde d'azote

Les données relatives au transfert int/ext de NO₂ sont répertoriées dans 57 études internationales dont 24 études françaises pour un total de 630 occurrences. On dénombre également 9 études renseignant le NO (dont 6 en France) et 5 les NO_x (aucune en France). Ces données concernent les logements (33 études, 10 en France), les écoles dont les crèches (21 études, 13 en France), les bureaux (6 études, 2 en France) et les autres bâtiments (11 études, 2 en France).

5.6.1 NO₂ dans les logements

Le ratio int/ext du NO₂ dans les logements à l'échelle internationale (33 études) est en moyenne de 0,7 – 0,8. Les ratios int/ext médians fournis en général par d'autres études moins nombreuses sont légèrement plus élevés, autour de 0,9. Le facteur d'infiltration F renseigné par 4 études dont une française se situe en moyenne autour de 0,65. L'étude française menée dans un appartement vide à Paris fournit les valeurs les plus hautes (Kirchner et al., 2001a ; 2002). L'introduction de surfaces adsorbantes conduit à des valeurs plus faibles du même ordre que celles observées dans les autres études.

Tableau 22 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les logements.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	75	0.65	115	34	37.2	18.4
Moy concentration intérieure	80	8.00	77.5	23.6	26.9	14.8
Moy facteur d'infiltration	11	0.28	0.94	0.65	0.65	0.20
Moyenne ratio int/ext	69	0.29	2.27	0.74	0.79	0.38

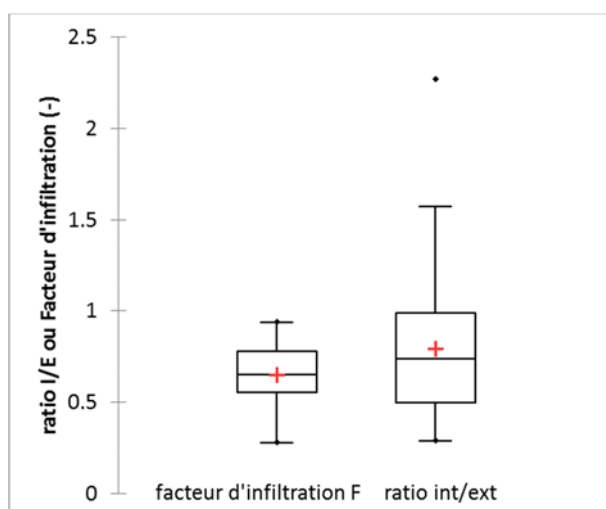


Figure 26 : Distribution des facteurs d'infiltration F et ratios int/ext moyens du NO₂ dans les logements

Tableau 23 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	23	0.65	115	33.3	36.2	22.6
Moy concentration intérieure	24	12.7	56.0	27.2	28.0	11.0
Moy facteur d'infiltration	6	0.42	0.94	0.78	0.75	0.18
Moyenne ratio int/ext	11	0.50	1.20	0.99	0.96	0.20

Les ratios int/ext déterminés en France sont un peu plus élevés en moyenne (1,0) qu'à l'international (0,8) (Tableau 23). Mais les ratios int/ext médians restent très proches. Les études françaises incluent notamment des mesures en cuisine dans 29 logements où le ratio est en moyenne supérieur à 1 (Kirchner et al., 2001b et 2003) et l'étude menée dans l'appartement vide citée plus haut.

L'étude la plus récente menée dans 72 logements neufs et ou réhabilités performants en énergie, dont 62 avec des mesures intérieures et extérieures de NO₂ sur deux saisons, indique un ratio int/ext moyen hebdomadaire de 0,4 en période de chauffe contre 1 en période hors-chauffe (Derbez et al., 2017).

5.6.2 NO₂ dans les écoles et crèches

Les 21 études menées dans les écoles incluent 10 études françaises dont deux exclusivement sur des crèches et une autre incluant des crèches dans son échantillon. Le facteur d'infiltration est renseignée par une étude suédoise dans 19 écoles élémentaires ($F_{inf} = 0,71 \pm 0,08$) et 20 écoles maternelles ($F_{inf} = 0,64 \pm 0,13$) (Wichmann et al., 2010).

Les ratios int/ext sont en moyenne plus élevés dans les écoles que dans les logements (Tableau 24). Mais les ratios médians sont équivalents. Les données françaises sont du même ordre que celles observées à l'international. La valeur maximale de ratio int/ext de $11,1 \pm 9,5$ a été observée dans les 21 écoles rurales de l'étude FERMA (Hulin et al., 2010), sans doute du fait de concentrations extérieures extrêmement faibles non renseignées par les auteurs. Les concentrations intérieures par ailleurs se situent en moyenne autour de 4 µg/m³.

Tableau 24 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les écoles.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	33	5.3	97.0	37.2	34.8	18.5
Moy concentration intérieure	47	2.0	113	20.2	24.8	17.1
Moy facteur d'infiltration	2	0.64	0.71	0.68	0.68	0.05
Moyenne ratio int/ext	73	0.0	11.1	0.93	1.28	1.79

Tableau 25 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence dans les écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	6	5.3	54.0	15.0	20.0	18.6
Moy concentration intérieure	8	2.0	40.0	26.2	23.4	11.6
Moyenne ratio int/ext	48	0.0	11.1	0.96	1.53	2.16

5.6.3 NO₂ dans les bureaux

Les bureaux restent assez peu documentés avec 6 études dont 2 françaises. Les valeurs de ratios int/ext de NO₂ sont globalement plus faibles (0,6) que ce qui est observé dans les logements et les écoles (0,7 et 1 respectivement).

Tableau 26 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les bureaux.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	4	60.1	68.0	65.0	64.5	3.27
Moy concentration intérieure	6	13.0	44.9	29.6	29.8	12.8
Moyenne ratio int/ext	15	0.20	1.20	0.63	0.64	0.26

La première étude française (Mosqueron et al., 2002) a déterminé les concentrations intérieures et extérieures de NO₂ dans 62 bureaux parisiens. Les niveaux observés sur 3 jours étaient relativement élevés aussi bien en intérieur (45 ± 16 µg/m³) qu'en extérieur (60 ± 15 µg/m³). Les ratios int/ext ne sont toutefois pas référencés. Par contre la recherche de déterminants des concentrations intérieures identifie la concentration extérieure (issue du réseau de surveillance) et l'étage du bureau comme facteurs significatifs. Dans l'hypothèse, vraisemblable dans les bureaux, où aucune source intérieure de NO₂ n'est présente, la valeur du coefficient de régression avec la concentration extérieure (0,56) pourrait être assimilée à un facteur d'infiltration moyen sur les 62 bureaux. Le deuxième facteur, l'étage du bureau, a un effet négatif sur la concentration intérieure de NO₂. Ce qui implique que, plus le niveau auquel se situe le bureau est élevé plus le ratio int/ext de NO₂ aura tendance à baisser.

La seconde étude est une étude d'intervention menée à Lyon dans un immeuble de bureaux équipé d'une ventilation double flux et d'une centrale de traitement d'air (Ginestet et al., 2008). L'objectif était de qualifier l'efficacité de 3 systèmes de filtrations avec ou sans filtres moléculaires qui étaient installés dans la centrale. Les auteurs trouvent un ratio int/ext moyen de NO₂ de 0,8 en présence d'un filtre combiné (particulaire+moléculaire) et de 1,2 en présence d'un filtre particulaire seul. Ils soulignent toutefois la variabilité de l'efficacité des filtres selon l'heure de la journée, la température et l'humidité et également l'interaction avec l'ozone. En effet, si le filtre présente une forte efficacité vis-à-vis de l'ozone, cela peut entraîner une stabilisation de la concentration en NO₂ et donc aboutir à un ratio int/ext plus élevé.

5.6.4 NO₂ dans les autres bâtiments

Onze études dont deux françaises ont documenté le transfert du NO₂ à l'intérieur des autres types de bâtiments. Parmi ceux-ci, on dénombre des lieux d'accueil du public (bibliothèque, MJC, cinéma, mairie, halte-garderie), des bars, des salles de sports (y compris patinoires et boulodromes), des bâtiments et galeries commerciales, des EHPA et des bâtiments indifférenciés (données regroupant plusieurs types de bâtiments comme des écoles et des logements).

Des niveaux intérieurs extrêmement élevés de NO₂ sont observés dans les patinoires dépendant du combustible des surfaceuses (Brauer et al., 1997), influençant fortement les ratios int/ext systématiquement supérieurs à 1 (entre 2,2 et 41). Ces données n'ont pas été prises en compte dans les statistiques suivantes.

Le ratio int/ext de NO₂ se situe en moyenne autour de 0,8. Ces ratios sont globalement plus élevés que dans les bureaux mais légèrement plus faibles que ceux observés en moyenne dans les logements et les écoles.

Wichmann et al. (2010) spécifie trois valeurs de facteur d'infiltration de NO₂ :

- une valeur moyenne de $0,66 \pm 0,05$ dans les 76 bâtiments étudiés à Stockholm (37 logements et 39 écoles)
- une valeur de $0,33 \pm 0,11$ dans les 23 bâtiments sans ventilation mécanique
- une valeur de $0,68 \pm 0,06$ dans les 53 bâtiments équipés d'une ventilation mécanique. Parmi ceux-ci, les auteurs différencient les 30 bâtiments à faible renouvellement d'air ($\leq 1 \text{ h}^{-1}$) avec un facteur d'infiltration de $0,54 \pm 0,06$; et ceux à renouvellement d'air plus important ($> 1 \text{ h}^{-1}$) avec un facteur d'infiltration de $0,76 \pm 0,08$.

Les auteurs mettent ainsi en évidence l'influence du type de ventilation et l'effet du taux de renouvellement d'air sur le facteur d'infiltration du NO₂.

Tableau 27 : Distribution des valeurs moyennes des concentrations intérieures et extérieures de NO₂ (en µg/m³), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les autres bâtiments.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	31	11.4	63.9	24.0	28.6	15.9
Moy concentration intérieure	37	3.30	68.4	26.9	31.6	19.0
Moy facteur d'infiltration	3	0.33	0.68	0.66	0.56	0.20
Moyenne ratio int/ext	42	0.21	1.82	0.84	0.82	0.43

Les deux études françaises identifiées sont des campagnes de mesures menées par Atmo-Champagne Ardennes (2004) et Atmos'air Bourgogne (2003), respectivement à Troyes et Dijon. Les premiers ont déterminé un ratio int/ext de NO₂ compris entre 0,5 et 0,67 dans une galerie marchande en été. Les seconds ont obtenu des ratios int/ext variables selon les environnements intérieurs étudiés de 0,5 dans une halte-garderie et une salle de sport jusqu'à 1,8 dans un boulodrome. En moyenne sur ces deux études, le ratio int/ext était de $0,98 \pm 0,42$ (0,88 en valeur médiane).

5.6.5 Transfert int/ext de NO et NO_x

Parmi les études qui ont documenté le transfert in/ext de NO₂, neuf d'entre elles fournissent des informations sur NO et cinq sur les NO_x.

L'étude menée dans un appartement vide à Paris a caractérisé le facteur d'infiltration F de NO dans différents scénarios de ventilation. Celui-ci varie peu selon les scénarios, entre 0,75 en été à faible renouvellement d'air et en présence d'adsorbant à 0,93 en hiver à faible renouvellement d'air. Il est en moyenne légèrement plus élevé en hiver ($0,87 \pm 0,07$) qu'en été ($0,79 \pm 0,04$).

Le ratio int/ext moyen de NO est plus documenté avec 51 occurrences. Il est en moyenne de $1,86 \pm 3,7$ quel que soit le type de bâtiments, du fait d'une valeur très élevée observée dans l'une des écoles de La Rochelle en France (Blondeau et al., 2005). Le retrait de cette valeur conduit à un ratio int/ext moyen de $1,13 \pm 0,68$ (médiane de 0,94).

Des différences de ratio int/ext sont observées selon le type de bâtiments (Figure 27). En particulier du fait des mesures réalisées dans un grand gymnase à Athènes en Grèce affichant des ratios int/ext systématiquement supérieurs à 1 (Stathopoulou et al., 2008). La valeur médiane dans les bureaux est de 0,77 (4 occurrences), dans les logements de 0,81 (n = 9) et de 0,97 dans les écoles (n = 32).

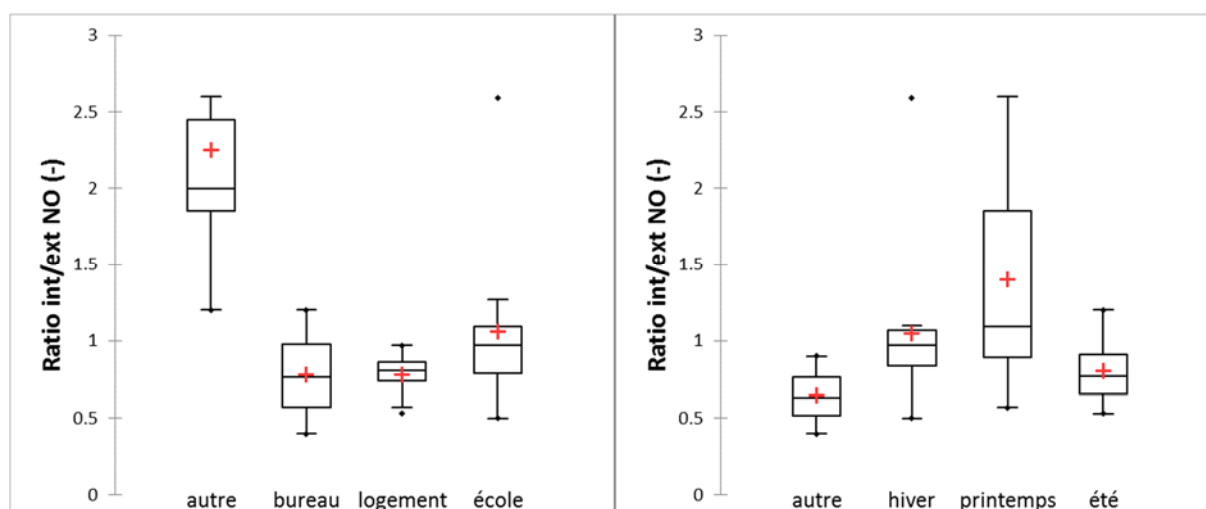


Figure 27 : Distribution des ratios int/ext de NO selon le type de bâtiments et la saison

Une différence dans les ratios int/ext de NO est également observée selon les saisons en particulier entre l'été (médiane de 0,77) et l'hiver (médiane de 0,97). Il est en général plus élevé au printemps (médiane de 1,09), mais cette catégorie regroupe également les données élevées du gymnase grec. La catégorie « autre » regroupe des données couvrant plusieurs saisons ou un manque d'informations.

Au niveau des NO_x, une étude expérimentale a déterminé un facteur de pénétration P de $1 \pm 0,1$ (Traynor et al., 1982). Mais, celui-ci traduit l'infiltration d'un grand bâtiment vers une chambre expérimentale et ne représente pas le facteur de pénétration depuis l'extérieur.

Le ratio int/ext des NO_x est fourni par deux études. La première menée dans 51 lieux publics à Los Angeles indique un ratio int/ext moyen de 1,1 (Fujita et al., 2014). La seconde menée dans un bureau en Grèce donne une plage de ratio int/ext comprise entre 0,56 et 0,75.

5.6.6 Facteurs intervenant sur le transfert int/ext de NO₂

Les données disponibles de facteur d'infiltration et de ratios in/ext de NO₂ pour tous les environnements ont été regroupées en écartant les données extrêmes déjà identifiées précédemment, ainsi que celles déterminées en présence de sources manifestes de NO₂ telles que la présence de surfaceuses dans les patinoires ou encore la présence de gazinières.

Au final, 14 occurrences de facteur d'infiltration sont disponibles tout type d'environnement confondu. Le facteur d'infiltration F de NO₂ est en moyenne de $0,64 \pm 0,19$ (Figure 28) toutes saisons confondues. En été, il se situe en moyenne à $0,87 \pm 0,08$ et en hiver à $0,63 \pm 0,19$ dans l'appartement vide parisien (Kirchner et al., 2001a, 2002). Le nombre d'occurrence est toutefois insuffisant pour rechercher d'autres facteurs de variation.

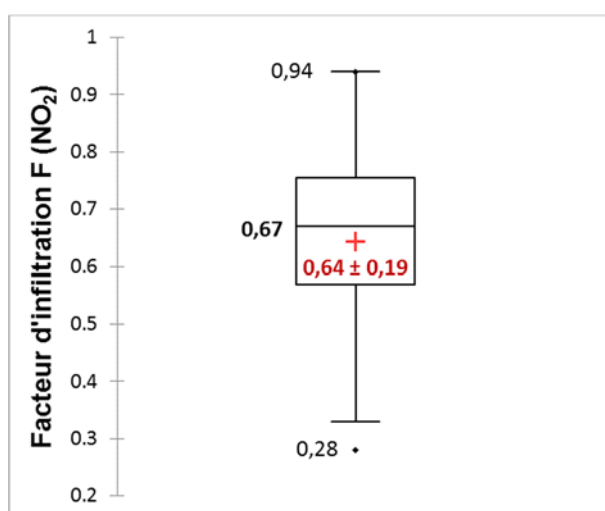


Figure 28 : Distribution élargie du facteur d'infiltration F du NO₂ quel que soit le type de bâtiment.

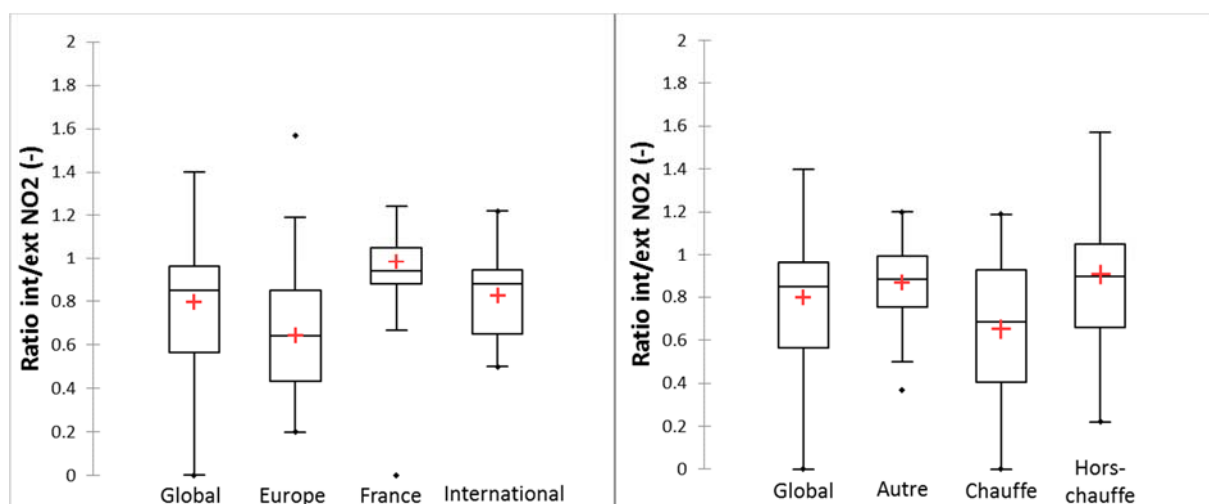
En ce qui concerne les ratios int/ext de NO₂, 189 occurrences sont disponibles présumément en l'absence de sources manifestes. Les données stratifiées par type de bâtiment sont présentées au Tableau 28. Le ratio int/ext moyen est similaire au ratio int/ext médian, de l'ordre de 0,8.

C'est dans les écoles généralement, que le ratio int/ext du NO₂ est le plus élevé (autour de 0,9). Alors qu'il est souvent plus faible dans les logements et les bureaux (0,7 et 0,6 en moyenne respective). La différence entre les écoles et les autres types de bâtiments est significative ($p < 0,002$).

Une différence significative est également observée en fonction des pays. Ainsi, le ratio int/ext de NO₂ est plus élevé en France (0,94) par rapport au reste de l'Europe (0,64 ; $p < 0,001$). C'est en partie lié au fait que les études françaises concernent les écoles dans 61 % des cas, alors que les études européennes sont plus réparties et visent essentiellement les logements dans 45 % des cas.

Tableau 28 : Distribution des ratios int/ext de NO₂ par type de bâtiment en l'absence de sources identifiées.

Ratio int/ext moyen	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Tous bâtiments	173	0.00	3.04	0.85	0.80	0.35
Autres bâtiments	36	0.21	1.82	0.82	0.75	0.41
Bureaux	15	0.20	1.20	0.63	0.64	0.26
Logements	56	0.29	1.57	0.66	0.72	0.30
Ecoles	66	0.00	3.04	0.92	0.93	0.33
Ratio int/ext médian	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Tous bâtiments	25	0.40	1.05	0.84	0.81	0.19
Autres bâtiments	9	0.44	0.99	0.90	0.85	0.17
Bureaux		<i>Pas de données</i>				
Logements	12	0.40	1.05	0.81	0.77	0.21
Ecoles	4	0.66	1.03	0.89	0.87	0.17


Figure 29 : Distribution du ratio int/ext moyen de NO₂ selon le pays et la saison.

La saison est également un facteur significatif qui fait varier le ratio int/ext du NO₂ ($p < 0,0001$). Ce dernier est généralement plus élevé durant la période hors-chauffe (0,9 en moyenne) par rapport à la saison de chauffe (0,7 en moyenne) en l'absence présumée de sources intérieures. L'effet de la saison est encore plus marqué dans les 62 bâtiments neufs ou réhabilités instrumentés durant deux périodes de l'année, où le ratio int/ext moyen hebdomadaire est de 0,4 en période de chauffe contre 1 en période hors-chauffe (Derbez et al., 2017). L'effet de la saison est également observé dans 5 logements en Lituanie avec ou sans sources intérieures de NO₂ (Dèdelé et al., 2016). Les variations du ratio int/ext médian allaient de 1,1 en hiver à 1,7 en été (avec gazinières) et de 0,6 en hiver à 0,9 en été (sans gazinières en fonctionnement).

Les données de ratios disponibles couvrent la période 1985 – 2014. Aucune évolution significative n'est observée (Figure 30).

Aucune différence significative n'est observée au global en fonction de la zone urbaine, du type de ventilation (trop de données non renseignées), des conditions d'aération (idem), des conditions d'occupation (pas assez de situations différenciées), et de la présence de fumeurs (peu de cas fumeurs).

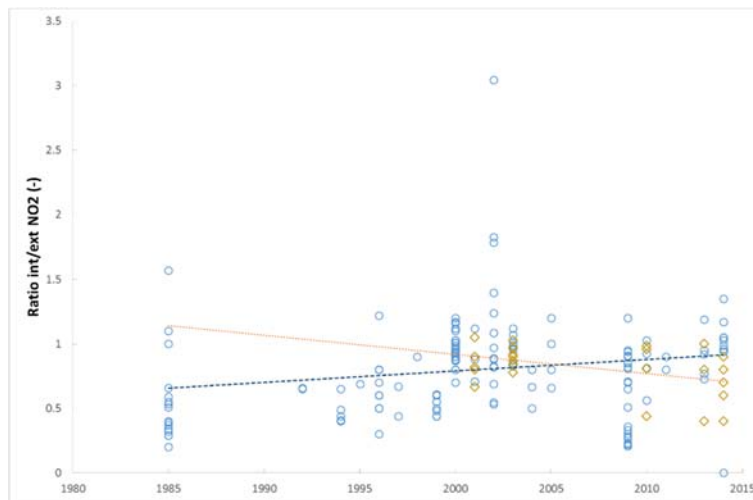


Figure 30 : Evolution du ratio int/ext de NO₂ au cours des années

Les autres facteurs spécifiques identifiés dans les différentes études sont listés ci-après :

- La présence de sources intérieures et notamment les gazinières contribue de manière significative à des ratios int/ext de NO₂ élevés, perturbant la qualification du transfert. De même, au niveau des patinoires, les surfaceuses selon le combustible utilisé représentent des sources prépondérantes de NO₂ (Brauer et al., 1997). Levy et al. (1998) identifient notamment dans une grande étude internationale (plus de 500 logements) plusieurs sources potentielles : la présence de gazinières (ratio int/ext de 1,19 contre 0,79 en moyenne), de chauffage d'appoint à pétrole (2,27 contre 0,85), de chauffages d'appoint au gaz (1,93 contre 0,96), de chauffe-eau gaz (1,07 contre 0,94), la présence de fumeurs (1,16 contre 0,92) et le nombre d'occupants (plus de deux occupants 1,07 contre 0,84 pour 1-2 occupants). Monn et al. (1997) confirment un effet de la présence des occupants sur le ratio int/ext mais n'observe pas d'effets positifs de la présence de fumeurs.
- La pièce instrumentée affecte le ratio int/ext du NO₂. Durant la campagne pilote menée par l'OQAI en 2001, des mesures par diffusion réalisées simultanément en cuisine, dans la chambre et à l'extérieur ont montré que le ratio int/ext hebdomadaire en cuisine ($1,12 \pm 0,51$) était en moyenne légèrement plus élevé que celui déterminé dans la chambre ($0,88 \pm 0,36$) (Kirchner et al., 2003). La présence de sources spécifiques en cuisine, comme les gazinières, pourraient expliquer cette différence. Dédélé et al. (2016) ont comparé le ratio int/ext de NO₂ en cuisine avec ou sans gazinières en fonctionnement dans des logements à Kaunas en Lituanie. Les ratios int/ext allaient respectivement de 1,1 à 1,7 (avec gazinières en fonctionnement) à 0,6 – 0,9 (sans). Romagnoli et al. (2016) observent également un ratio int/ext plus élevé dans le salon que dans la chambre en présence de fumeurs (respectivement 0,92 et 0,77 en moyenne).
- Les sources de combustion produisent également de l'acide nitreux gazeux (HONO) qui peut interférer avec la mesure de NO₂. Dans ces conditions, la mesure du NO₂ peut être surestimée. Brauer et al. (1997) estiment la contribution du HONO à la mesure du NO₂ à 16 %. Les concentrations en HONO dépendent également des niveaux d'ozone (Lee et al., 2002). NO₂, HONO et O₃ sont donc étroitement liés.

- Wichmann et al. (2010) observent un ratio int/ext plus élevé en site de fond par rapport à une zone périurbaine ou au centre-ville urbain ($1,4 \pm 0,7$ par rapport à $0,8 \pm 0,3$). Les niveaux extérieurs étant beaucoup plus faibles.
- La perméabilité de l'enveloppe a été mesurée dans les écoles instrumentées à La Rochelle (Blondeau et al., 2005). Les débits de perméabilité sous 4 Pa (Q_4) variaient entre 0 et 292 m³/h. Aucune relation significative n'a été observée entre les débits de perméabilité de l'enveloppe et les ratios int/ext du NO₂ en période de chauffe ou de hors chauffe. L'état des menuiseries des ouvrants également renseigné n'intervient pas non plus sur le ratio int/ext.
- Des différences significatives sont observées entre le jour et la nuit dans des bâtiments commerciaux en Irlande (Challoner et al., 2014). Dans 5 bâtiments sans ventilation mécanique, le ratio int/ext de NO₂ varie de $1,03 \pm 0,4$ durant les heures de travail à $0,56 \pm 0,43$ durant la soirée et la nuit. A l'inverse, dans 5 bâtiments dotés d'une ventilation mécanique avec filtres simples, le ratio int/ext est légèrement plus élevé durant la nuit ($0,92 \pm 0,31$) que le jour ($0,81 \pm 0,48$).
- Les conditions d'aération ont également été renseignées par Blondeau et al. (2005). Mais, les ratios int/ext de NO₂ ne variaient pas de manière significative selon la fréquence d'ouverture de fenêtres.
- Le type de ventilation n'affecte pas les ratios int/ext déterminés dans les écoles à La Rochelle (Blondeau et al., 2005). Roux et al. (2017) n'observent pas non plus de variations significatives du ratio int/ext entre une école équipée d'une ventilation double flux et une autre sans système de ventilation à Lille. A Stockholm, Wichmann et al. (2010) trouvent une influence nette de la présence d'une ventilation mécanique sur le facteur d'infiltration $F : 0,68$ (avec) contre $0,33$ (sans).
- Dans une maison expérimentale ventilée mécaniquement, Nicolas (2006) ne trouve pas de relation entre le ratio int/ext de NO₂ et un taux de renouvellement d'air variant de 0,5 à 2 h⁻¹. Par contre, dans un appartement vide parisien (Kirchner et al., 2001a ; 2002), l'augmentation du taux de renouvellement d'air de 0,6 à 0,9 h⁻¹ entraîne une faible augmentation du ratio int/ext de NO₂ de 1,1 à 1,2 en moyenne en été ($0,99$ à $1,03$ en hiver) et du facteur d'infiltration de 0,79 à 0,88 en été ($0,71$ à $0,77$ en hiver). Parmi les bâtiments ventilés mécaniquement, Wichmann et al. (2010) observent un facteur d'infiltration plus élevé pour un taux de renouvellement d'air supérieur ou égale à 1 ($0,76$ contre $0,54$).
- La présence d'une unité de climatisation dans le volume diminue le ratio int/ext dans des maisons équipées de gazinières aux USA : $1,07 \pm 0,26$ avec climatisation et $3,03 \pm 2,01$ sans climatisation (Lee et al., 2002).
- Le ratio int/ext de NO₂ tend à décroître significativement avec l'étage auquel se situe la pièce étudiée, dans le cas d'immeubles de bureaux parisiens en se comparant à des données extérieures issues du réseau de surveillance (Mosqueron et al., 2002). Challoner et al. (2014) montre également dans des bâtiments commerciaux ventilés mécaniquement avec une prise d'air neuf au niveau du toit que le ratio int/ext varie avec la position du point extérieur. Le ratio int/ext est autour de 1 pour une mesure extérieure au niveau de la rue, mais il monte à 1,5 pour un point extérieur proche de la prise d'air neuf sur le toit du fait de la diminution de la concentration extérieure.

- L'augmentation des surfaces disponibles diminue le ratio int/ext du NO₂. Kirchner et al. (2001a, 2002) ont montré que rajouter des surfaces adsorbantes dans un appartement vide diminuait légèrement le ratio int/ext du NO₂ dans les mêmes conditions de ventilation : en moyenne 0,94 contre 1,1 en été, et 0,8 contre 0,99 en hiver. L'impact des surfaces est encore plus marqué sur le facteur d'infiltration F en hiver : 0,42 avec adsorbant contre 0,71 sans adsorbant. L'effet des surfaces est accentué pour un taux de renouvellement faible qui augmente le temps de séjour et la probabilité d'interaction avec les surfaces (Brauer et al., 1991). La vitesse de dépôt de NO₂ varie avec le taux de renouvellement d'air, l'ouverture des fenêtres et la densité d'occupation, ces facteurs affectant ainsi le ratio int/ext de NO₂ (Halios et al., 2010).
- Dans un même registre, le ratio int/ext de NO₂ semble diminuer avec la taille du logement. Aux USA, le ratio int/ext était en moyenne plus faible dans des maisons avec plus de 3 chambres ($1,66 \pm 1,19$) par rapport aux maisons avec 3 chambres ou moins ($2,45 \pm 2,12$). La plupart des maisons étaient équipées de gazinières (Lee et al., 2002). A l'inverse, Levy et al. (1988) dans une étude internationale trouve que le ratio int/ext de NO₂ augmente pour un logement de plus de 100 m² ($1,04$ contre $0,93$ en moyenne, $n > 500$).
- Le ratio int/ext de NO₂ est intimement lié à la concentration en ozone. Ginestet et al. (2008) constate que l'efficacité de filtres moléculaires sur le NO₂ varie dans le temps et est également dépendante de son efficacité envers l'ozone.
- La réactivité chimique de NO₂ intervient également dans le ratio int/ext observé. En effet, à l'extérieur, NO₂ se photolyse facilement dans le proche UV pour reformer NO et un atome d'oxygène qui réagit ensuite avec l'oxygène de l'air pour former de l'ozone. Cette photolyse n'a pas lieu dans les environnements intérieurs, où le NO₂ peut s'accumuler dans l'air. Par ailleurs, NO₂ est formé par réaction chimique de NO avec O₃. Cette réaction est suffisamment rapide pour se produire en intérieur. Cela devrait conduire à un ratio int/ext normalement supérieur à 1, mais NO₂ interagit avec les surfaces. Par ailleurs, l'ozone réagit avec les surfaces de façon encore plus prononcée, limitant également la part d'ozone susceptible de réagir avec NO pour former NO₂. Dans ces conditions, et en l'absence d'autres sources, le ratio int/ext de NO₂ reste généralement inférieur à 1. Nicolas (2006) dans sa thèse observe un ratio int/ext de NO₂ compris entre 0,71 et 0,96 en été en présence de matériaux qui interagissent avec l'ozone pour différents taux de renouvellements d'air.
- Le délai de transfert est en général inférieur à l'heure mais peut atteindre parfois 6 heures dans des bâtiments commerciaux sans ventilation mécanique (Challoner et al., 2014). Un délai d'environ 1 heure est observé dans un appartement parisien avec extraction d'air mécanique (Kirchner et al., 2002). Par contre, Nicolas (2006) n'observe pas de latence entre l'intérieur et l'extérieur dans une maison expérimentale ventilé par extraction mécanique.

5.6.7 Références identifiées pour le transfert int/ext du NO₂

Amadeo, B., et al. (2015), Impact of close-proximity air pollution on lung function in schoolchildren in the French West Indies, BMC Public Health, 15,

Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., Lavaud, F., Moreau, D., Le Moulec, Y., Taytard, A., Pauli, G., Charpin, D. (2009), Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats

épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France)., *Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique*, 48, 427-433

APPA (2003), Les Sentinelles de l'Air. 1ère phase : hiver 2000-2001 été 2001. Description des modes opératoires. Résultats de la campagne initiale avant travaux, 2003, Rapport préliminaire. La Tronche: Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, Comité Régional Dauphiné - Savoie. Faculté de Médecine - 38706 La Tronche,

Arhami, M., et al. (2009), Associations between personal, indoor, and residential outdoor pollutant concentrations: implications for exposure assessment to size-fractionated particulate matter, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59, 392-404

Atmo Champagne-Ardenne (2004), Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004, Rapport, 26 p

Atmosf'air (2003), Qualité de l'air intérieur : mesures, analyses, recherches sur l'origine et la toxicité des polluants. , Atmosf'air Bourgogne Centre-Nord, Dijon,

Blondeau, P., et al. (2005), Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools, *Indoor Air*, 15, 2-12

Brauer, M., et al. (1991), Indoor and outdoor concentrations of inorganic acidic aerosols and gases, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41, 171-181

Brauer, M., et al. (1997), Nitrogen Dioxide in Indoor Ice Skating Facilities: An International Survey, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 47, 1095-1102

Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M. (2011), Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy., *Indoor Air*, 21(6), 489-500

Challoner, A., Gill, L. (2014), Indoor/outdoor air pollution relationships in ten commercial buildings: PM2.5 and NO2, *Building and Environment*, 80, 159-173

Dedelé, A., Miškinytė, A., (2016), Seasonal variation of indoor and outdoor air quality of nitrogen dioxide in homes with gas and electric stoves, *Environmental Science and Pollution Research* , 23(17) , 17784-17792

Derbez, M., Wyart, G., Le Ponner, E., Ramalho, O., Ribéron, J., Mandin, C. (2017), Indoor air quality in energy-efficient dwellings: levels and sources of pollutants, *Indoor Air*, Accepted, in press, DOI: 10.1111/ina.12431.

Dimitroulopoulou, C., et al. (2001), Modelling of indoor exposure to nitrogen dioxide in the UK, *Atmospheric Environment*, 35, 269-279

Domsic S, Squinazi F. (2002), Connaissance de l'exposition de jeunes enfants à la pollution atmosphérique dans les crèches parisiennes, Convention DRASSIF-LHVP. Avenant n°10. Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris. , Mairie de Paris,

Dusseaux (2000), Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote : étude auprès des internes en pharmacie de la région Ile-de-France., Mémoire du diplôme d'études spécialisées de pharmacie industrielle et biomédicale, 36708,

Gerber M, Bernard N, Astre C, Saintot M, Goulevitch R. (1996), Mesures de l'exposition individuelle et recherche de marqueurs biologiques de la pollution par NO2 et O3., PRIMEQUAL, Rapport d'activité 1995-1996, Référence n° 9593019.

Ginestet A, Pugnet D (2008), Air intérieur : tests encourageants pour des filtres de ventilation, *Environnement & Technique*, 280, 20-22

Hagenbjörk-Gustafsson, A., et al. (1996), Measurements of indoor and outdoor nitrogen dioxide concentrations using a diffusive sampler, *The Analyst*, 121, 1261-1264

Halios, C. H. and Helms, C. G. (2010), Temporal evolution of the main processes that control indoor pollution in an office microenvironment: a case study, *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 199-217

Héroux, M.-E., et al. (2010), Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3080-3099

- Hulin, M., et al. (2011), Qualité de l'air intérieur dans les écoles et asthme et allergies parmi les écoliers en Auvergne. Différences entre le milieu rural et le milieu urbain, *Revue Française d'Allergologie*, 51, 419-424
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001a), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, *Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A*, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Gauvin S, Golliot F, Ramalho O, Pennequin A (2003), French permanent survey on indoor air quality—microenvironmental concentrations of volatile organic compounds in 90 French dwellings, *Proc. Healthy Buildings 2003*, Decembre 2003, Singapore, Vol I (349-354)
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Koutrakis, P., et al. (2005), Characterization of particulate and gas exposures of sensitive subpopulations living in Baltimore and Boston, *Research Report (Health Effects Institute)*, 1-65; discussion 67-75
- Lai, H. K., et al. (2004), Personal exposures and microenvironment concentrations of PM 2.5, VOC, NO 2 and CO in Oxford, UK, *Atmospheric Environment*, 38, 6399-6410
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. (1993), Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris, *Proc Healthy Buildings 1993*, Vol. 3, 23-28
- Lee, K., Xue, J., Geyh, A.S., Ozkaynak, H., Leaderer, B.P., Weschler, C.J., Spengler, J.D. (2002), Nitrous acid, nitrogen dioxide, and ozone concentrations in residential environments, *Environmental Health Perspectives*, 110(2), 145-150
- Levy, J.I. (1998), Impact of Residential Nitrogen Dioxide Exposure on Personal Exposure: An International Study, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48(6), 553-560
- López-Aparicio, S., et al. (2011), Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope, *Building and Environment*, 46, 1460-1468
- Mallach, G., et al. (2017), Exhaust ventilation in attached garages improves residential indoor air quality, *Indoor Air*, 27, 487-499
- Monn C, Frauchiger P, Wanner HU (1993), Assessment of personal exposure to nitrogen dioxide and ozone, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 319-323
- Monn Ch, Hangardner M, Wanner HU (1990), Indoor measurements of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in mechanically and naturally ventilated rooms compared with outdoor measurements, *Proc. Indoor Air 1990*, Toronto, August 2000, Vol. 2, 272-276
- Monn, C., Brändli, O., Schindler, C., Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., (1998), Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland, *Science of The Total Environment*, 215(3), 243-251.
- Monn, C., et al. (1997), Particulate matter less than 10 µm (PM10) and fine particles less than 2.5 µm (PM2.5): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations, *Science of the Total Environment*, 208, 15-21
- Mosqueron (2000), Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire, *Thèse de docteur en pharmacie*.
- Mosqueron, L., et al. (2002), Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles, *Occupational and Environmental Medicine*, 59, 550-555
- Nicolas M (2006), Ozone et qualité de l'air intérieur : interactions avec les produits de de construction et de décoration, *Thèse, Université Paris 7*, 234 p.
- Oie L, Nafstad P, Botten G (1993), Infants exposure to NO2, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 183-187
- Pegas, P. N., et al. (2011), Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring, *Environmental Geochemistry and Health*, 33, 455-468

- Pegas, P. N., et al. (2012), Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal, *Atmospheric Environment*, 55, 80-89
- Piechocki-Minguy, A., et al. (2006), A case study of personal exposure to nitrogen dioxide using a new high sensitive diffusive sampler, *Science of the Total Environment*, 366, 55-64
- Poupard, O., et al. (2005), Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools, *Atmospheric Environment*, 39, 2071-2080
- Roda, C., et al. (2011), Assessment of indoor environment in Paris child day care centers, *Environmental Research*, 111, 1010-1017
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 3503-3516
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 24, 3503-3516
- Roux E, Bugajny C, Cheppe G, Savy O, Desmettres P (2017), Air pollutants transfer from road in the schools of Lille, *Conférence ADEBIOTECH*, Romainville, 27-28 juin 2017
- Santamouris, M. and Wouters, P. (2006), *Building ventilation: the state of the art*, Ouvrage.
- SINPHONIE (2014), *Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe*, Final Report, EU project, 157 p
- Spruyt M., R. Bormans, L. Desmet, F. Geyskens, D. Poelmans, B. Van Hasselt, L. Verbeke, E. Goelen (2006), *The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality*, Part 1: Exposure of Children, Report DTG/OL200400027/4223/M&G, VITO, 113 p.
- Stathopoulou, O. I., et al. (2008), An experimental study of air quality inside large athletic halls, *Building and Environment*, 43, 834-848
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, *Indoor Air*, 18, 454-463
- Van Roosbroeck, S., et al. (2006), Long-term personal exposure to traffic-related air pollution among school children, a validation study, *Science of the Total Environment*, 368, 565-573
- Verriele, M., et al. (2016), The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France, *Indoor Air*, 26, 702-713
- Wanner HU, Braun CH, Monn CH (1990), Measurement of nitrogen dioxide indoor and outdoor concentrations with passive sampling devices, *Proc. Indoor Air 1990*, Toronto, August 2000, Vol. 2, 503-508
- WHO (2010), *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*.
- Wichmann, J., et al. (2010), PM 2.5, soot and NO 2 indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden, *Atmospheric Environment*, 44, 4536-4544
- Yang, W., et al. (2004), Characterization of indoor air quality using multiple measurements of nitrogen dioxide, *Indoor Air*, 14, 105-111

5.7 Ozone

Les données relatives au transfert int/ext de l'ozone sont issues de 33 études dont 12 françaises pour un total de 266 occurrences. Elles comprennent des valeurs de concentrations intérieures et extérieures, des ratios int/ext (32 occurrences) et quelques données concernant le facteur de pénétration P et le facteur d'infiltration F (10 et 6 occurrences respectivement).

5.7.1 Ozone dans les logements

Dans les logements, le transfert int/ext de l'ozone est documenté dans 20 études internationales, dont 6 contiennent des données françaises.

Trois études américaines ont estimé le facteur de pénétration P de l'ozone dans les logements (10 occurrences). La première (Hubbard et al., 2005) recalcule un facteur de pénétration P de 0,53 au travers d'un isolant en fibre de verre dans un logement en fonction des équations modèles fournies par Liu et Nazaroff (2001). La seconde a déterminé selon différents modèles (dynamique et stationnaire) le facteur de pénétration en été dans une maison test inoccupée et dans 7 autres maisons avec climatisation centralisée, mais sans filtres (Stephens et al., 2012). Ils obtiennent un facteur de pénétration P variant entre 0,61 à 0,82. La troisième a réalisé plusieurs expérimentations en été dans un appartement test en faisant varier les surfaces disponibles et en conditions naturelles d'infiltration (Zhao et al., 2016). Selon les modèles utilisés et leur paramétrage, le facteur de pénétration résultant varie de 0,47 à 0,65. Une unité de climatisation était utilisée en mode ventilation seule et 100 % de recirculation pour mieux homogénéiser le volume d'étude. **Au global, le facteur de pénétration P est en moyenne de 0,6.** La présence d'une unité de climatisation en été, pratique très courante aux Etats-Unis questionne sur la transposabilité de ces données en Europe et en France.

Deux études françaises estiment le facteur d'infiltration de l'ozone dans les logements. L'étude menée dans un appartement parisien vide estime le facteur d'infiltration par régression sur une à deux semaines d'expérimentation selon un scénario défini (Kirchner et al, 2001 ; 2002). Les valeurs de F obtenues varient de 0,18 pour un renouvellement d'air de $0,6 \text{ h}^{-1}$ et en présence de surfaces adsorbantes à 0,63 lorsque les fenêtres sont ouvertes. Les valeurs par défaut fenêtres fermées étaient de 0,26 et de 0,28 pour un renouvellement d'air respectivement faible ($0,6 \text{ h}^{-1}$) et élevé ($0,9 \text{ h}^{-1}$). La seconde étude menée dans un logement au Havre permet de déduire une valeur de F de 0,28 d'après les estimations par modélisation du taux de renouvellement d'air et de la constante de dépôt.

Les ratios int/ext de l'ozone disponibles sont très voisins des facteurs d'infiltrations calculés par ailleurs (moyenne de 0,3). En l'absence de sources intérieures, ce qui est le cas dans la très grande majorité des logements, le ratio int/ext de l'ozone peut être assimilé à un facteur d'infiltration. Mais la méthode d'estimation par régression ou modélisation est plus robuste que le calcul du ratio pour déterminer le facteur d'infiltration.

Les quelques valeurs observées pour la France sont légèrement plus faibles et comprises en moyenne entre 0,2 et 0,3. Les valeurs les plus basses sont dues à des études expérimentales. Tout d'abord, celle menée dans l'appartement parisien, où un ratio int/ext de 0,05 est observé après introduction de nouvelles surfaces adsorbantes en été (Kirchner et al, 2002). Mais également, l'étude menée en maison expérimentale en présence de différents revêtements

intérieurs en pleine canicule de 2003, où le ratio int/ext d'ozone était en moyenne de $0,10 \pm 0,02$ (Nicolas et al., 2003 ; 2006).

Tableau 29 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	24	10.6	200	59.6	76.2	50.4
Moy concentration intérieure	23	0.40	120	6.00	19.3	27.7
Moy facteur d'infiltration	5	0.18	0.63	0.28	0.33	0.17
Moy facteur de pénétration	10	0.47	0.82	0.60	0.62	0.11
Moyenne ratio int/ext	39	0.05	0.82	0.28	0.33	0.22

Tableau 30 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	6	32.3	70.1	57.4	55.0	13.9
Moy concentration intérieure	6	4.75	34.9	13.0	16.9	13.7
Moy facteur d'infiltration	5	0.18	0.63	0.28	0.33	0.17
Moyenne ratio int/ext	9	0.05	0.55	0.21	0.29	0.19

5.7.2 Ozone dans les écoles

Dix études internationales, dont 6 françaises renseignent les conditions de transfert de l'ozone à l'intérieur des établissements scolaires.

Une seule donnée de facteur d'infiltration est disponible pour les écoles. Elle a été déterminée au Havre par modélisation et correspond à 0,39 (Tableau 31).

Les ratios int/ext observés dans les écoles sont en moyenne plus faibles et varient entre 0,15 et 0,18. Les données disponibles proviennent en grande partie d'études françaises, notamment celle menée dans 8 écoles à La Rochelle sur deux saisons (Blondeau et al., 2005 ; Poupard et al., 2005). Les ratios int/ext varient selon l'établissement et la saison de 0 à 0,45 et en moyenne de $0,21 \pm 0,13$ en hiver et $0,16 \pm 0,13$ au début de l'été. Le projet Européen SINPHONIE (2014) trouve également une valeur moyenne très basse du ratio int/ext de 0,1 dans 90 écoles européennes. Enfin, Verriale et al. (2016) rapporte un ratio int/ext médian de 0,1 dans 10 salles de classe d'écoles performantes en énergie.

L'étude des 6 villes (ISAAC-2) fournit une plage de ratios int/ext d'ozone compris entre 0,14 et 0,23 dans 108 établissements scolaires (Annesi-Maesano et al., 2009) et vient confirmer les statistiques observées.

Tableau 31 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	8	9.50	71.0	43.2	41.9	21.6
Moy concentration intérieure	8	0.80	49.5	3.05	9.26	16.4
Moy facteur d'infiltration	1	0.39	0.39	0.39	0.39	
Moyenne ratio int/ext	38	0.00	0.45	0.15	0.18	0.12

5.7.3 Ozone dans les bureaux

Seules 5 études s'intéressent au transfert de l'ozone dans les bureaux dont deux françaises. Les ratios int/ext d'ozone sont globalement plus élevés autour de 0,5. La majorité des valeurs proviennent d'études américaines d'avant 2000 et rapportées par Weschler et al. (2000) dans sa synthèse bibliographique sur l'ozone dans les environnements intérieurs (ratio int/ext moyen de 0,52). Les valeurs européennes proviennent essentiellement de Grèce avec une valeur moyenne de ratio autour de 0,47 (Halios et al., 2010).

Une étude menée à Montpellier en été dans 70 bureaux ne renseigne que les niveaux de concentrations intérieures et extérieures (Bernard et al., 1999). Le rapport des moyennes donne à titre indicatif une valeur de 0,45 (valeur utilisée par Weschler). Elle ne représente toutefois pas un ratio int/ext à proprement parler. La seule étude française complète est une étude d'intervention menée dans un immeuble de bureaux à Lyon équipé d'une ventilation double flux (Ginestet et al., 2008). Les ratios int/ext mesurés varient en fonction de la nature des filtres utilisés : de 0,15 pour un filtre combiné (particulaire + moléculaire) à 0,4 pour le filtre particulaire seul.

A noter que parmi ces études, aucune ne signale une source intérieure d'ozone comme une photocopieuse ou une imprimante par exemple.

Tableau 32 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	1	81.1	81.1	81.1	81.1	
Moy concentration intérieure	2	23.4	36.2	29.8	29.8	9.05
Moyenne ratio int/ext	21	0.15	0.82	0.45	0.47	0.20

5.7.4 Ozone dans les autres bâtiments

Cinq études internationales dont une avec des données françaises ont été identifiées pour le transfert de l'ozone à l'intérieur des locaux d'autres établissements. Ces derniers comportaient des lieux publics (bibliothèques, musées, galeries d'art), des hôpitaux, des salles de sports (gymnases, piscines), des bars et des salles propres.

Les ratios int/ext d'ozone observés sont en moyenne assez voisins de ceux observés dans les logements. Les ratios les plus faibles sont observés notamment dans des musées équipés de filtres à charbons actifs aux Etats-Unis (Weschler et al., 2000). Les valeurs les plus élevées (ratio int/ext > 0,5) correspondent entre autres à une salle propre avec un taux de

renouvellement d'air très élevé ($8,2 \text{ h}^{-1}$), un musée sous forte ventilation, une galerie d'art en Angleterre, des hôpitaux, un gymnase en Grèce (Weschler et al., 2000). La plupart de ces données proviennent des Etats-Unis et sont relativement anciennes, parfois d'avant 1980. Les données les plus récentes (> 2000) sont européennes et en écartant les données des gymnases grecs encore assez élevées, le ratio int/ext moyen d'ozone se situe autour de 0,23, valeur très proche de ce qui est observé dans les logements.

Tableau 33 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les autres bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	7	40.0	55.0	53.0	50.4	5.02
Moy concentration intérieure	13	8.00	37.0	17.0	21.2	9.94
Moyenne ratio int/ext	31	0.07	0.71	0.30	0.35	0.20

5.7.5 Facteurs influençant le transfert int/ext de l'ozone

Les facteurs de pénétration et d'infiltration disponibles ne sont pas suffisamment nombreux pour étudier plus attentivement de manière globale les facteurs intervenant dans le transfert int/ext de l'ozone. De même, les ratios médians présentent un effectif insuffisant. Pour étudier ces facteurs, l'ensemble des valeurs de ratios moyens ont été pris en compte avec comme hypothèse l'absence de sources intérieures d'ozone dans les environnements étudiés. Cette hypothèse est très vraisemblable dans les logements et les écoles. Elle est plus discutable pour les bureaux. Néanmoins, aucune étude ne spécifie la présence de sources d'ozone à proprement parler, telles que des photocopieurs ou des imprimantes.

Une différence significative est observée selon l'origine des études (Figure 31). Les ratios int/ext présentés dans les études internationales sont significativement plus élevés que ceux des études européennes et françaises ($p = 0,009$ et $p < 0,0001$ respectivement). Les études internationales sont basées en grande majorité sur les logements et les bureaux, tandis qu'en France, les écoles sont fortement majoritaires.

Or, le ratio int/ext d'ozone présente une différence très significative entre les écoles et tous les autres types de bâtiments : bureaux ($p < 0,0001$), autres bâtiments ($p = 0,0005$) et logements ($p = 0,003$).

Les quelques occurrences où les fenêtres sont ouvertes, montrent des ratios int/ext particulièrement élevés ($0,57 \pm 0,2$) par rapport aux situations où les fenêtres restent fermées ($0,2 \pm 0,1$) ($p < 0,001$).

Le ratio int/ext moyen d'ozone a tendance à décroître depuis 1990 (Figure 33). L'évolution des ratios int/ext médians suit la même tendance. La décroissance est plus particulièrement marquée pour les logements. Elle n'est pas liée à une augmentation progressive des niveaux extérieurs, mais semble plus associée à une baisse des niveaux intérieurs d'ozone au fil des années. Cette diminution qui reste à confirmer avec plus d'observations serait à rapprocher d'une diminution de la perméabilité à l'air de l'enveloppe des bâtiments et/ou d'une diminution progressive du taux de renouvellement d'air.

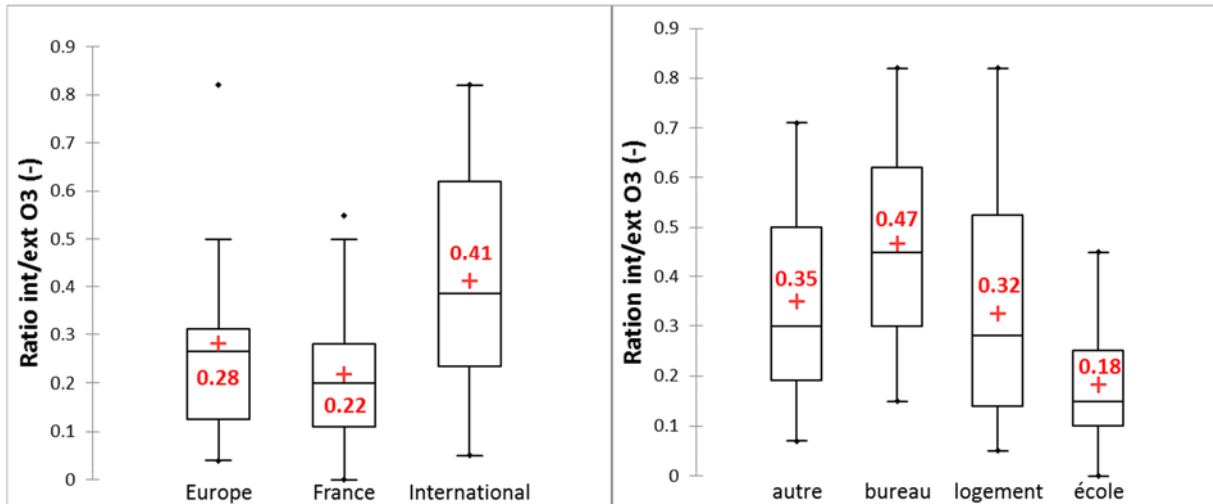


Figure 31 : Distribution du ratio int/ext de l'ozone selon le pays et le type de bâtiment

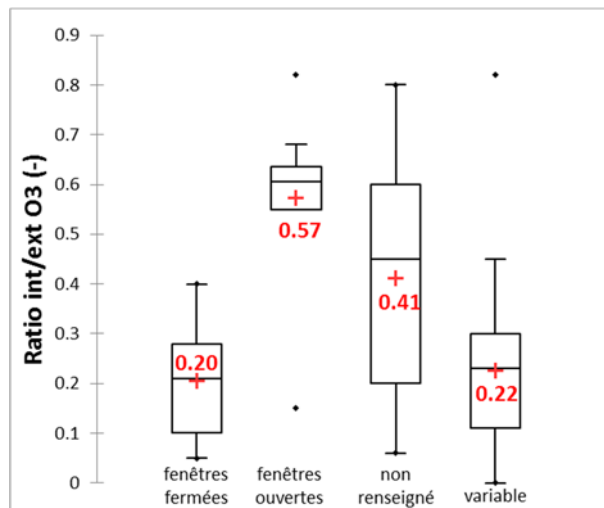


Figure 32 : Influence de l'ouverture des fenêtres sur le ratio int/ext d'ozone

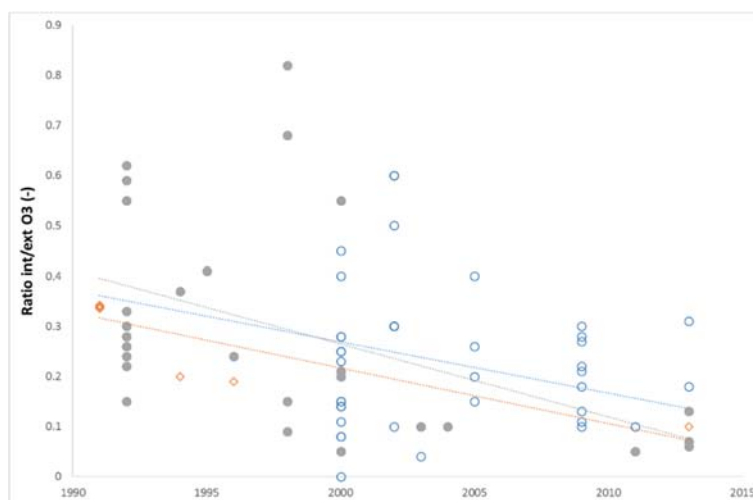


Figure 33 : Variation du ratio int/ext moyen d'ozone avec l'année de mesure. Les données citées par Weschler (2000) ne sont pas prises en compte. Les données logements sont représentées en cercles pleins.

Les autres facteurs comme la zone urbaine, la saison, le type de ventilation, les conditions d'occupation ou encore la présence de fumeurs ne sont pas suffisamment discriminés ou renseignés pour permettre de mettre en évidence des variations dans les ratios int/ext d'ozone.

De façon plus spécifique, les études ont par ailleurs identifié certains facteurs qui influencent le ratio int/ext de l'ozone :

- Le mode de calcul peut faire varier les valeurs de ratio int/ext. En particulier, les ratios calculés sur des concentrations intégrés peuvent ne pas refléter la tendance centrale de la distribution des ratios (Freijer et al., 2000).
- La concentration du point extérieur à proximité du bâtiment peut être supérieure à celle issue des réseaux de surveillance (Avol et al., 1998).
- Le facteur de pénétration P de l'ozone ne dépend pas de la température, de l'humidité relative, de la concentration extérieure, ni de la différence de pression. Il pourrait varier de façon non linéaire avec la direction du vent du fait d'une répartition différente des trous d'infiltration et des ouvrants selon les façades. C'est ce que constatent Stephens et al. (2012) après un suivi de 8 maisons au Texas. Ils observent par contre une association positive entre le facteur de pénétration P et la proportion de bois peint comme constituant de l'enveloppe extérieure, ainsi qu'avec l'exposant de pression (n) du test de perméabilité (ce qui correspond à des fissures au sein de l'enveloppe plus larges). A l'inverse, le facteur de pénétration P est associé de façon négative avec l'âge des bâtiments. Les auteurs estiment que la contribution de l'enveloppe à la perte d'ozone est en moyenne de 22 % (variable entre 0 % et 40 %) et que le dépôt sur les surfaces intérieures représente 78 % des pertes.
- Zhao & Stephens (2015) ont constaté dans une série d'expérimentations dans un appartement à Chicago, que le facteur de pénétration P de l'ozone n'était pas sensible aux variations des paramètres climatiques intérieures et extérieures, ni même aux variations de la constante de dépôt de l'ozone.
- La perméabilité à l'air de l'enveloppe impacte directement le ratio int/ext de l'ozone aussi bien en hiver qu'en été dans les écoles de La Rochelle (Figure 34 ; Blondeau et al., 2005).
- La nature de l'isolant de l'enveloppe affecte le facteur de pénétration P de l'ozone (Hubbard et al., 2005).
- Le taux de renouvellement d'air influence fortement le ratio int/ext de l'ozone (Weschler, 2000). Nicolas (2006) montre dans sa thèse une augmentation très nette du ratio int/ext de l'ozone entre 0,5 et plus de 2 h⁻¹ (Figure 35).
- La fréquence et la durée d'ouverture des fenêtres influencent le ratio int/ext de l'ozone (Avol et al., 1998)
- La vitesse de dépôt de l'ozone sur les surfaces influence le ratio int/ext de l'ozone. Or, elle dépend du taux de renouvellement d'air, de l'ouverture des fenêtres et de la densité d'occupation, autant de facteurs qui vont influencer le transfert de l'ozone à l'intérieur (Halios et al., 2010). Dans leur étude du transfert intérieur/extérieur dans

un appartement parisien, Kirchner et al. (2001) mettent en évidence la dépendance du ratio int/ext avec le rapport surface/volume (Figure 36).

- Les mesures d'efficacité de filtres dans un immeuble de bureaux à Lyon, montrent une variabilité de l'efficacité suivant l'heure de la journée : le ratio int/ext horaire d'ozone est voisin de 1 en début de matinée pour rapidement se stabiliser autour de 0,4 ou 0,1 selon les filtres utilisés (Ginestet et al., 2008). L'efficacité du filtre est de 60% à 80% (initial) puis décroît de façon non linéaire (10% à 40% après 7,5 mois et 20% à 60% après 10,5 mois). L'efficacité augmente avec la température, mais diminue en cas de forte humidité relative. L'efficacité des filtres est également plus faible en hiver.
- L'utilisation d'un climatiseur en fonctionnement réduit le ratio int/ext de l'ozone (Lee et al., 1999). Le ratio int/ext dans 3 maisons avec climatiseurs en fonctionnement et fenêtres fermées était de $0,09 \pm 0,02$, alors que les 17 maisons sans climatiseurs mais fenêtres ouvertes affichaient un ratio int/ext moyen de $0,68 \pm 0,18$. Mais, cette différence est en grande partie due à l'ouverture des fenêtres. Zhang et al. (1994) dans une série d'expérimentations mieux contrôlées, observent une légère diminution du ratio int/ext mesuré en cuisine l'été lorsque la climatisation est en fonctionnement par rapport à une situation où les fenêtres restent fermées (respectivement $0,28 \pm 0,12$ et $0,26 \pm 0,12$ en moyenne dans 6 logements).
- Une gazinière en fonctionnement réduit le ratio int/ext de l'ozone (Lee et al., 1999). Dans une maison avec fenêtres ouvertes en été, la mise en route d'une gazinière entraîne une diminution du ratio int/ext d'ozone de 0,82 à 0,15 dans le séjour. Zhang et al. (1994) observent également une diminution systématique du ratio int/ext lorsque la gazinière est en fonctionnement dans les trois situations testées : fenêtres fermées, fenêtres ouvertes et climatisation en fonctionnement (voir Tableau 34). Cette diminution serait liée aux émissions d'oxydes d'azote et de HONO par la gazinière, en particulier NO qui réagirait avec l'ozone restant présent dans l'air.
- Une différence de niveau peut conduire à une variation du ratio int/ext d'ozone. Ainsi, en Italie, Romagnoli et al. (2016) observent à l'aide de tubes passifs une variation du ratio de 0,07 au niveau 1 jusqu'à 0,13 au niveau 3 en période de chauffe. Ils n'observent par contre pas de différence entre les pièces d'un même niveau et ce malgré la présence de fumeurs dans l'une d'elles.
- La taille du logement n'influe pas sur le ratio int/ext d'ozone contrairement à celui de NO₂ (Lee et al., 2002).
- Les concentrations intérieures d'ozone, de NO₂, NO et de HONO sont intimement liées du fait de la réactivité chimique (Lee et al., 2002). L'interprétation du transfert int/ext de l'ozone doit se faire au regard des variations de NO₂ voire de NO et HONO par ailleurs. L'influence de cette réactivité chimique est particulièrement bien illustrée à la Figure 37. Le modèle de transfert utilisé par Kirchner et al. (2001) pour déterminer la concentration intérieure d'ozone et de NO₂ prend en compte les pertes par dépôt sur les surfaces, mais ne tient pas compte en particulier de la réaction $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2$. De ce fait durant la journée, où les niveaux extérieurs d'ozone sont importants, le modèle surestime la concentration intérieure en ozone et sous-estime celle de NO₂.
- Nicolas et al. (2003 ; 2006) observent une légère augmentation du ratio int/ext de l'ozone après avoir introduit de nouveaux revêtements dans une chambre

expérimentale. Les auteurs mettent en évidence des émissions secondaires suites aux dépôts d'ozone sur les revêtements, mais également des réactions en phase gazeuse de l'ozone avec les terpènes émis par les matériaux bois.

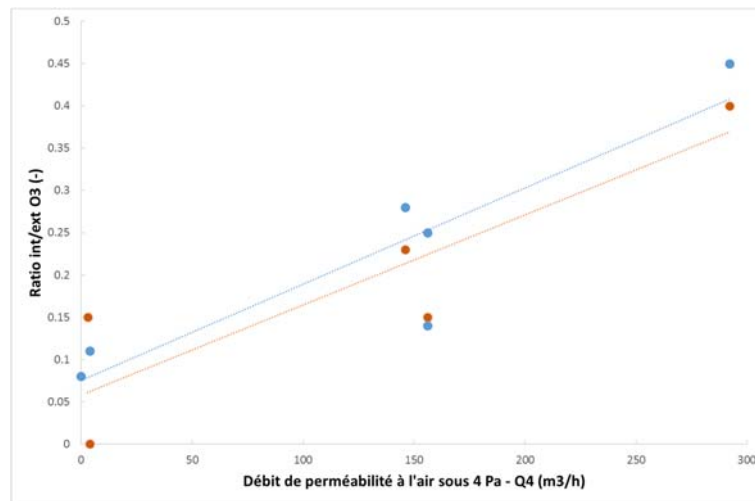


Figure 34 : Evolution du ratio int/ext d'ozone selon le débit de perméabilité à l'air des écoles de La Rochelle en 2005 en hiver et en été (Blondeau et al., 2005).

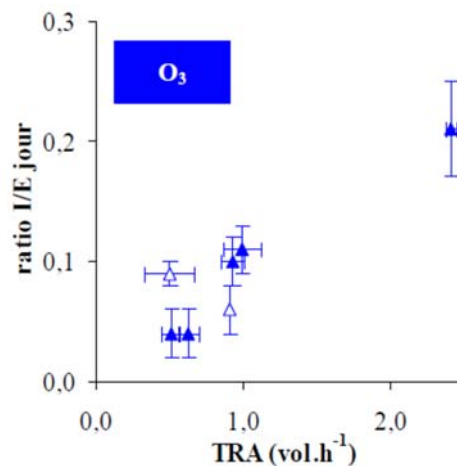


Figure 35 : Evolution du ratio int/ext d'ozone journalier en fonction du taux de renouvellement d'air (TRA) dans une chambre de la maison expérimentale MARIA en présence de différents revêtements émissifs et adsorbants (Nicolas, 2006)

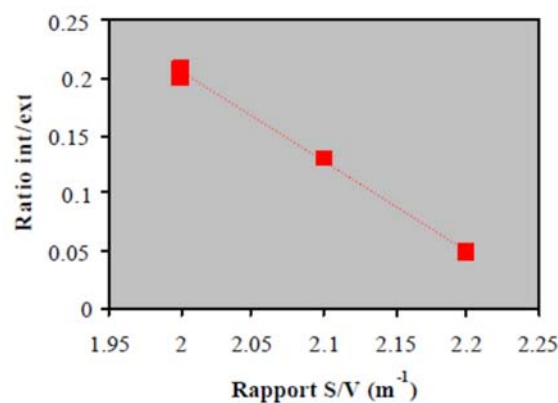


Figure 36 : Variation du ratio int/ext selon le rapport surface/volume en été dans un appartement parisien (Kirchner et al., 2001)

Tableau 34 : Influence conjuguée de la présence d'une climatisation, d'une gazinière et de l'ouverture des fenêtres sur le ratio int/ext d'ozone dans 6 logements du New Jersey (Zhang et al., 1994)

Paramètre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Moyenne	Ecart-type	Climatisation	Gazinière	Fenêtres
concentration intérieure	56	30	ON	ON/OFF	Fermées
concentration extérieure	200	64	ON	ON/OFF	Fermées
ratio int/ext	0.28	0.12	ON	ON/OFF	Fermées
ratio int/ext	0.24	0.10	ON	ON	Fermées
ratio int/ext	0.33	0.14	ON	OFF	Fermées
concentration intérieure	120	60	OFF	ON/OFF	Ouvertes
concentration extérieure	192	72	OFF	ON/OFF	Ouvertes
ratio int/ext	0.59	0.16	OFF	ON/OFF	Ouvertes
ratio int/ext	0.55	0.21	OFF	ON	Ouvertes
ratio int/ext	0.62	0.11	OFF	OFF	Ouvertes
concentration intérieure	56	36	OFF	ON/OFF	Fermées
concentration extérieure	178	84	OFF	ON/OFF	Fermées
ratio int/ext	0.26	0.12	OFF	ON/OFF	Fermées
ratio int/ext	0.22	0.09	OFF	ON	Fermées
ratio int/ext	0.30	0.14	OFF	OFF	Fermées

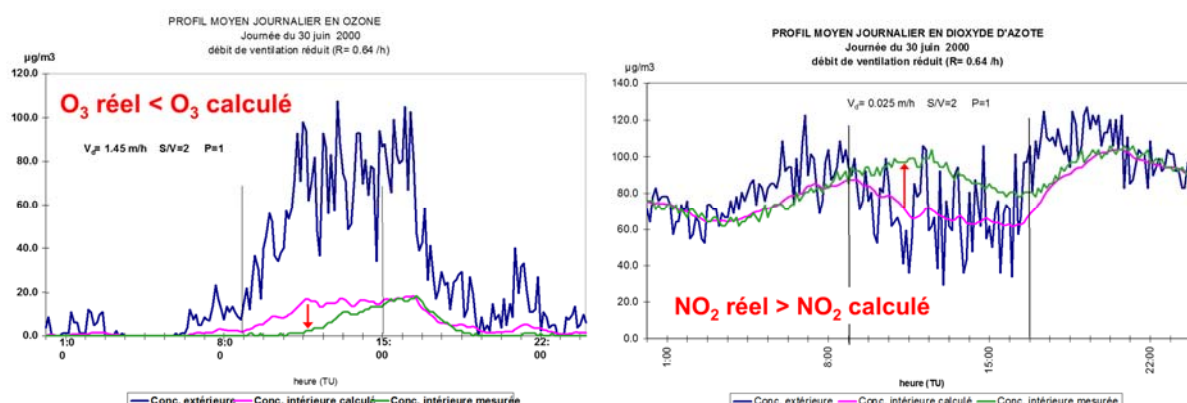


Figure 37 : Illustration de la surestimation et de la sous-estimation respective des concentrations intérieures d'ozone et de NO₂ par un modèle de transfert tenant compte des pertes en surfaces mais pas de la réactivité chimique (d'après Kirchner et al., 2001).

5.7.6 Références identifiées pour le transfert int/ext de l'ozone

Amadeo, B., et al. (2015), Impact of close-proximity air pollution on lung function in schoolchildren in the French West Indies, BMC Public Health, 15.

Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., Lavaud, F., Moreau, D., Le Moullec, Y., Taytard, A., Pauli, G., Charpin, D. (2009), Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France), Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique, 48, 427-433

Avol, E.L., Navidi, W.C., Colome, S.D. (1998), Modeling Ozone Levels in and around Southern California Homes, Environmental Science & Technology, 32, 463-468

Bernard, N. L., et al. (1999), Ozone measurement with passive samplers: validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France, Environmental science & technology, 33, 217-222

- Blondeau, P., et al. (2005), Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools, *Indoor Air*, 15, 2-12
- Campagnolo, D., Saraga, D.E., Cattaneo, A., Spinazzè, A., Mandin, C., Mabilia, R., Perreca, E., Sakellaris, I., Canha, N., Mihucz, V.G., Szigeti, T., Ventura, G., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., de Kluizenaar, Y., Cornelissen, E., Hänninen, O., Carrer, P., Wolkoff, P., Cavallo, D.M., Bartzis, J.G. (2017), VOCs and aldehydes source identification in European office buildings - The OFFICAIR study, *Building and Environment*, 115 (supplement C), 18-24
- Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M. (2011), Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy., *Indoor Air*, 21(6), 489-500
- Coppalle, A., Beaudeau, P., Delmas, V. (2002), Le transfert extérieur/intérieur des polluants atmosphériques : approches statistiques et physiques utiles pour le calcul de l'exposition des populations, *Pollution Atmosphérique*, 175, 407-419
- Freijer, J. I. and Bloemen, H. J. (2000), Modeling relationships between indoor and outdoor air quality, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 50, 292-300
- Ginestet A, Pugnet D (2008), Air intérieur : tests encourageants pour des filtres de ventilation, *Environnement & Technique*, 280, 20-22
- Halios, C. H. and Helms, C. G. (2010), Temporal evolution of the main processes that control indoor pollution in an office microenvironment: a case study, *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 199-217
- Héroux, M.-E., et al. (2010), Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3080-3099
- Hubbard, H. F., et al. (2005), Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings, *Indoor Air*, 15, 432-444
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, *Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A*, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Koutrakis, P., et al. (2005), Characterization of particulate and gas exposures of sensitive subpopulations living in Baltimore and Boston, *Research Report (Health Effects Institute)*, 1-65; discussion 67-75
- Lee, K., et al. (1999), Ozone Decay Rates in Residences, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 49, 1238-1244
- Lee, K., Parkhurst, W.J., Xue, J., Özkaynak, H., Neuberg, D., Spengler, J.D. (2004), Outdoor/Indoor/Personal Ozone Exposures of Children in Nashville, Tennessee., *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(3), 352-359
- Lee, K., Xue, J., Geyh, A.S., Ozkaynak, H., Leaderer, B.P., Weschler, C.J., Spengler, J.D. (2002), Nitrous acid, nitrogen dioxide, and ozone concentrations in residential environments, *Environmental Health Perspectives*, 110(2), 145-150
- López-Aparicio, S., et al. (2011), Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope, *Building and Environment*, 46, 1460-1468
- Monn C, Frauchiger P, Wanner HU (1993), Assessment of personal exposure to nitrogen dioxide and ozone, *Proc. Indoor Air'93, Helsinki, Finland*, Vol. 3, 319-323
- Nicolas M (2006), Ozone et qualité de l'air intérieur : interactions avec les produits de de construction et de décoration, *Thèse, Université Paris 7*, 234 p.

- Nicolas M, Ramalho O, Maupetit F (2003), Impact of ozone on indoor air quality: a preliminary field study, Proc. Healthy Buildings 2003, Decembre 2003, Singapore, Vol I (247-252)
- Poupard, O., et al. (2005), Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools, Atmospheric Environment, 39, 2071-2080
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, Environmental Science and Pollution Research International, 23, 3503-3516
- Santamouris, M. and Wouters, P. (2006), Building ventilation: the state of the art, , ,
- SINPHONIE (2014), Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe, Final Report, EU project, 157 p
- Stathopoulou, O. I., et al. (2008), An experimental study of air quality inside large athletic halls, Building and Environment, 43, 834-848
- Stephens, B., et al. (2012), Measuring the penetration of ambient ozone into residential buildings, Environmental Science & Technology, 46, 929-936
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, Indoor Air, 18, 454-463
- Verriele, M., et al. (2016), The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France, Indoor Air, 26, 702-713
- Weschler, C. J. (2000), Ozone in indoor environments: concentration and chemistry, Indoor Air, 10, 269-288
- Zhang, J., Lioy, P.J. (1994), Ozone in Residential Air: Concentrations, I/O Ratios, Indoor Chemistry, and Exposures, Indoor Air, 4, 95-105
- Zhao, H. and Stephens, B. (2015), A method to measure the ozone penetration factor in residences under infiltration conditions: application in a multifamily apartment unit, Indoor Air, 26, 571-581

5.8 Particules – Fraction massique PM₁₀

Vingt-sept études internationales identifiées renseignent des éléments de transfert intérieur/extérieur de la fraction massique PM₁₀. Parmi elles, 5 études françaises sont référencées. Les données renseignées concernent majoritairement les niveaux de concentrations intérieures et extérieures (130 occurrences), puis les ratios int/ext (78 occurrences), le facteur d'infiltration F (32 occurrences) et le facteur de pénétration P (10 occurrences).

5.8.1 PM₁₀ dans les logements

Un total de 13 études dont une française sont disponibles pour déterminer les conditions de transfert de la fraction PM₁₀ dans les logements.

Les 3 valeurs de facteur de pénétration P proviennent de 2 études américaines. La valeur la plus élevée (1) est donnée par Harper et al. (2007), citant des travaux précédents de Wallace (1996). Mais la méthode de calcul n'est pas clairement établie. La seconde étude détermine le facteur de pénétration P par modélisation numérique et tirage de Monte Carlo dans un logement en simulant un environnement urbain ou rural (Riley et al., 2002). Le logement possède une ventilation mécanique avec recirculation d'air et un filtre panneau classique. Le facteur de pénétration obtenue pour le scénario urbain est de $0,76 \pm 0,02$ et pour le scénario rural de $0,38 \pm 0,03$. Le facteur de pénétration dépend ici de l'efficacité du filtre.

Des valeurs de facteurs d'infiltration sont fournies par 5 études. Le facteur d'infiltration F se situe en moyenne autour de 0,4 – 0,5. Les valeurs les plus faibles correspondent à la présence d'un filtre et les valeurs les plus élevées aux situations de fenêtres ouvertes.

Les valeurs de ratio int/ext sont en moyenne supérieures à 1 et attestent de la présence de sources à l'intérieur.

L'étude française identifiée fournissant a minima des valeurs de ratio int/ext est la campagne nationale logements menée par l'OQAI de 2003 à 2005 (Kirchner et al., 2007 ; Ramalho et al., 2012). Les concentrations intérieures étaient mesurées dans le séjour sur le temps de présence des occupants et les concentrations extérieures correspondaient aux stations fixes du réseau de surveillance les plus proches (Letinois et Malherbe, 2010). Les ratios int/ext (PM₁₀) disponibles pour 294 logements étaient en moyenne de $3,1 \pm 1,4$. En l'absence de fumeurs, le ratio int/ext moyen restait supérieur à 1 ($1,94 \pm 1,89$). Ces valeurs encore élevées confirment la présence d'autres sources intérieures, comme la remise en suspension par la présence humaine, d'autres activités domestiques ou encore d'autres sources de combustion (cheminée, chauffage d'appoint, garage attenant, etc.).

Ces valeurs élevées de ratio int/ext ne permettent pas de renseigner les conditions de transfert des particules PM₁₀ dans les logements. Seules les rares données de facteur de pénétration ou de facteur d'infiltration permettent de le faire.

Tableau 35 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{10}) (en $\mu g/m^3$) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	21	12.8	65.2	24.9	30.7	15.5
Moy concentration intérieure	23	10.8	88.0	28.9	32.7	16.5
Moy facteur d'infiltration	19	0.15	0.94	0.45	0.47	0.21
Moy facteur de pénétration	3	0.38	1.00	0.76	0.71	0.31
Moyenne ratio int/ext	41	0.32	5.20	1.08	1.31	0.88

5.8.2 PM_{10} dans les écoles

Sur les 13 études identifiées dans les écoles, seules deux d'entre elles concernent des établissements en France (Tran et al., 2009 ; 2012).

La seule donnée de facteur d'infiltration est à mettre au crédit d'une étude grecque menée dans 40 salles de 2 universités de Thessalonique fenêtres fermées en période de chauffe durant la journée (Gemenetzi et al., 2006). Elle représente la pente de la corrélation entre les concentrations intérieures et extérieures mesurées. Pour être interprétable, cela suppose que les sources intérieures soient négligeables ou du moins à peu près constantes entre les salles de classes.

Les ratios int/ext disponibles montrent un niveau moyen encore relativement élevé entre 1 et 2, avec plus de variations que dans les logements.

Tableau 36 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{10}) (en $\mu g/m^3$) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	29	5.80	125	29.3	35.0	25.0
Moy concentration intérieure	38	11.2	140	60.4	59.2	39.4
Moy facteur d'infiltration	1	0.28	0.28	0.28	0.28	
Moyenne ratio int/ext	27	0.26	13.0	1.11	2.00	2.53

Les deux études menées dans le nord de la France dans 8 écoles élémentaires (Tran et al., 2009) et 3 autres (Tran et al., 2012) mettent l'accent sur l'influence de l'occupation des salles sur le ratio int/ext des particules. Les concentrations extérieures provenaient des stations de surveillance. En moyenne sur la période d'occupation, le ratio int/ext était de $2,92 \pm 1,40$. En période d'inoccupation, le ratio int/ext moyen se situait à $0,65 \pm 0,31$. La seconde étude ne documente pas les ratios int/ext, mais le rapport des concentrations fournies aboutit à des valeurs comparables.

5.8.3 PM_{10} dans les bureaux

Quatre études se sont consacrées au transfert des particules PM_{10} dans les bureaux, dont une menée en France.

Le facteur de pénétration P est renseigné par une seule étude américaine (Riley et al., 2012), par simulation de différentes conditions extérieures dans un bureau ventilé mécaniquement

avec une partie d'air recyclé et équipé de filtres d'efficacité variable sur l'air neuf et le recyclage. La valeur du facteur de pénétration P est ici estimé à partir de l'efficacité effective du filtre sur l'air neuf documentée par les auteurs. Pour un filtre de faible efficacité (40% selon ASHRAE), le facteur de pénétration P varie de $0,23 \pm 0,02$ en condition rurale jusqu'à $0,72 \pm 0,06$ en situation urbaine. Pour un filtre plus efficace (85% selon ASHRAE), P varie de $0,09 \pm 0,02$ en rural à $0,23 \pm 0,01$ en urbain.

Deux études documentent le facteur d'infiltration dans les bureaux. L'étude de Riley et al. (2012) estiment dans les mêmes conditions d'efficacité de filtres que précédemment, la valeur du facteur d'infiltration F. Pour un filtre peu efficace, F varie de 0,15 à 0,53 et pour un filtre plus efficace, F varie de 0,06 à 0,15. La seconde étude estime F par régression des concentrations intérieures et extérieures d'un même bureau en Italie suivi sur plusieurs mois, avec une valeur de 0,47 (Hänninen et al., 2011).

Tableau 37 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{10}) (en $\mu g/m^3$) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	8	18.4	38.6	20.6	24.1	7.08
Moy concentration intérieure	8	11.8	26.0	13.2	15.7	4.91
Moy facteur d'infiltration	5	0.06	0.53	0.15	0.27	0.21
Moy facteur de pénétration	6	0.09	0.72	0.26	0.37	0.27
Moyenne ratio int/ext	8	0.60	0.86	0.67	0.69	0.08

Les ratios int/ext (PM_{10}) observés dans les bureaux sont systématiquement inférieurs à 1 avec une moyenne autour de 0,7. Le nombre d'occurrence est toutefois assez faible et ne représente que deux études. La première menée dans un bâtiment public londonien à proximité d'un axe à fort trafic, trouve des ratios int/ext mensuels compris entre 0,64 et 0,67 dans différentes salles équipées d'une ventilation par insufflation sans filtration ou par des moteurs de ventilation montés sur fenêtres en période exclusive d'inoccupation (Ni Riain et al., 2003).

La seconde étude menée en Seine-et-Marne a suivi les concentrations intérieures et extérieures de PM_{10} dans un bureau paysager équipé d'une ventilation mécanique par extraction de septembre 2013 à juin 2015 (Ramalho et al., 2016). Des compteurs optiques intercomparés étaient utilisés pour le suivi. Les mesures en nombre fournies par les compteurs ont été converties en masse en tenant compte de l'efficacité de collecte variable selon le diamètre par rapport aux impacteurs de référence. Les données en masse obtenues ont ensuite été corrigées en fonction des mesures de la station du réseau de surveillance la plus proche. Les ratios int/ext (PM_{10}) journaliers obtenus en période mixte d'occupation varient en moyenne de $0,67 \pm 0,3$ en 2015 à $0,86 \pm 0,4$ en 2014.

5.8.4 PM_{10} dans les autres bâtiments

Seules deux études ont été identifiées sur le transfert int/ext de la fraction PM_{10} dans les autres bâtiments.

La première, une revue de la littérature internationale, fournit différentes valeurs du facteur d'infiltration selon les études pour différents types de bâtiments indifférenciés (Ji & Zhao, 2015). Les valeurs retenues sont de 0,36 en moyenne en Europe (0,17 à 0,56) et de 0,55 en moyenne aux Etats-Unis (0,51 à 0,6).

La seconde est une étude française menée à Troyes dans une galerie marchande en 2004 (Atmo Champagne-Ardenne, 2004). Le ratio int/ext moyen observé sur 9 jours de suivi était de 1,12. La galerie marchande était ventilée mécaniquement et les mesures étaient réalisées en conditions normales d'activité.

5.8.5 Facteurs influençant le transfert des particules (PM₁₀)

La plupart des 9 occurrences de facteur de pénétration P pour les particules PM₁₀ sont issues de la même étude simulant des conditions de ventilation et de filtration propres aux Etats-Unis (Riley et al., 2012). Ces valeurs varient suivant les conditions extérieures prises en compte et l'efficacité des filtres de 0,09 à 0,76. Par ailleurs, une valeur indicative de 1 est donnée pour les logements (Harper et al., 2007).

Riley et al. (2012) identifient plusieurs facteurs affectant le facteur de pénétration P : le diamètre des particules, la distribution en taille de l'aérosol extérieur (différent entre un environnement urbain et rural), la métrique utilisée pour qualifier cette distribution (masse, nombre, surface, ou volume), la nature du bâtiment et le comportement des occupants.

Les 31 occurrences du facteur d'infiltration F sont décrites par 27 valeurs moyennes (moyenne générale $0,43 \pm 0,21$) et 4 valeurs médianes (médiane générale 0,37). Les facteurs d'infiltration F sont présentés au Tableau 38, selon la zone de l'étude, le type de ventilation mécanique et la présence de filtration. Ces deux dernières variables sont associées de manière significative au facteur de ventilation F. Compte tenu des faibles effectifs, ces associations restent néanmoins indicatives.

Les facteurs d'infiltration sont similaires entre l'Europe ($F = 0,4$) et l'International (essentiellement USA, $F = 0,5$). Le facteur d'infiltration de la fraction PM₁₀ se situe autour de 0,6 (sans système de ventilation ou bien en absence de filtration), autour de 0,3 avec un système de ventilation et voisin de 0,2 en présence d'un système de filtration.

Les autres paramètres ne sont pas suffisamment discriminants (effectifs par catégorie insuffisants) ou bien renseignés pour mener à bien les comparaisons avec le facteur d'infiltration. C'est le cas de la zone urbaine, de la saison, du type de bâtiment, de l'ouverture des fenêtres, ou de la présence d'autres sources intérieures.

Les ratios int/ext sont biaisés par la présence de sources intérieures comme les fumeurs ou l'occupation. Les premiers ont été retirés pour permettre une analyse plus globale des ratios, y compris les données intégrant à la fois des fumeurs et des non-fumeurs. Les données en présence d'occupants ont par contre été conservées pour l'analyse, ramenant le total à 69 occurrences.

La distribution du ratio int/ext moyen des particules PM₁₀ pour tous les types de bâtiments est présentée à la Figure 38. Le ratio int/ext est en moyenne de $1,39 \pm 1,68$, avec une valeur médiane de 0,91.

Tableau 38 : Facteur d'infiltration F des particules PM_{10} , stratifié selon pays, le type de ventilation et la présence de filtration

F zone de l'étude	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Europe	10	0.17	0.47	0.39	0.36	0.10	-
International	17	0.06	0.94	0.51	0.46	0.25	-
F type de ventilation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
aucune	8	0.27	0.94	0.57	0.59	0.25	**
mécanique	11	0.06	0.53	0.27	0.27	0.15	**
indifférenciée	2	0.41	0.47	0.44	0.44	0.04	-
non renseigné	6	0.36	0.55	0.52	0.49	0.07	-
F filtration	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
non	7	0.27	0.94	0.63	0.60	0.26	**
oui	7	0.06	0.53	0.15	0.26	0.18	**
ne sait pas	13	0.17	0.55	0.45	0.42	0.12	-

** : $p < 0.001$

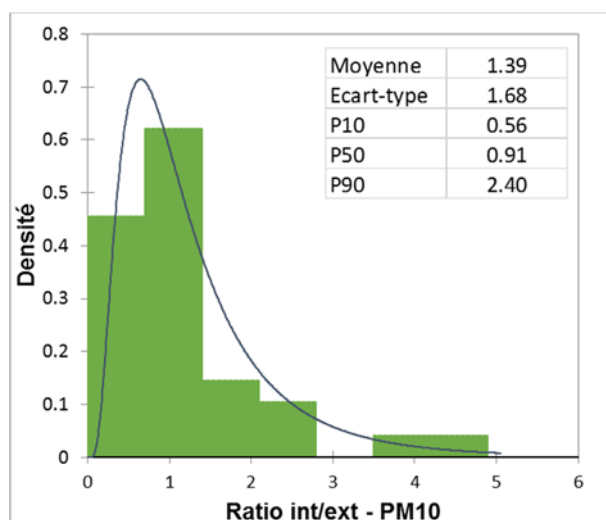


Figure 38 : Distribution des ratios int/ext moyens PM_{10} pour types de bâtiments (présence de fumeurs exclue)

Les données de ratios int/ext stratifiées selon la zone d'étude, la saison, le type de bâtiments, la ventilation et l'occupation sont présentées au Tableau 39. Au regard des effectifs retenus, les ratios int/ext de particules PM_{10} sont similaires selon la zone d'étude ou la saison. Ils semblent plus faibles dans les bureaux comparativement aux logements ou aux écoles. Dans ces dernières, la dispersion des valeurs est très élevée.

Le type de ventilation semble également avoir une incidence sur le ratio int/ext des particules PM_{10} . Il est en moyenne supérieur à 1 dans les bâtiments sans système spécifique de ventilation et inférieur à 1 dans ceux dotés d'un système mécanique. On pourrait normalement s'attendre à l'inverse, en supposant que les premiers présentent un taux de renouvellement d'air plus faible. Mais s'il contribue à réduire le transfert, un faible renouvellement d'air est également moins efficace pour diluer les particules émises à l'intérieur. Par ailleurs, comme précédemment montré, la présence d'un système mécanique de ventilation réduit le facteur d'infiltration, du fait notamment de la présence de filtres, dans la majorité des cas étudiés. Malheureusement, dans les études renseignant le ratio int/ext, la

présence de filtres et la description du système n'est pas toujours disponible. Il est dès lors hasardeux d'avancer des hypothèses à ce stade.

Tableau 39 : Ratios int/ext PM_{10} stratifiés selon zone d'étude, saison, type de bâtiment, type de ventilation et période d'occupation

I/E Zone d'étude	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Europe	35	0.32	2.41	0.86	1.05	0.53	-
France	21	0.26	4.70	1.10	1.61	1.38	-
International	13	0.46	13.0	0.98	1.94	3.37	-
I/E Saison	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Hors-chauffe	14	0.57	13.0	1.16	2.09	3.20	-
Chauffe	9	0.32	2.02	1.11	1.08	0.53	-
Indifférenciée	46	0.26	4.70	0.86	1.24	1.04	-
I/E Bâtiment	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Logements	34	0.32	2.41	1.00	1.10	0.54	(*)
Ecoles	26	0.26	13.0	1.11	1.99	2.58	(*)
Bureaux	8	0.60	0.86	0.67	0.69	0.08	(*)
Autres	1	1.12	1.12	1.12	1.12	-	-
I/E Ventilation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Aucune	18	0.46	2.41	1.15	1.19	0.57	(*)
Mécanique	9	0.60	1.12	0.67	0.74	0.16	(*)
Indifférenciée	5	0.32	1.94	0.63	0.82	0.64	-
Non renseignée	37	0.26	13.0	1.04	1.72	2.21	-
I/E Occupation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Inoccupation	16	0.26	1.20	0.65	0.65	0.22	***
Occupation	9	1.10	4.70	2.70	2.81	1.35	***
Période mixte	44	0.32	13.0	1.00	1.37	1.87	**

(*) Différence non significative après correction de Bonferroni ; ** $p < 0,001$; *** $p < 0,0001$

C'est sans nul doute la présence d'occupants dans le bâtiment (en dehors de la présence de sources de combustion) qui modifie le plus et de manière très significative le ratio int/ext des particules PM_{10} . En période d'inoccupation, le ratio int/ext de PM_{10} est en moyenne de $0,65 \pm 0,22$. Cette valeur est supérieure au facteur d'infiltration moyen de 0,43. Par contre, elle est relativement proche du facteur d'infiltration moyen observé en absence de filtration. Le ratio int/ext des particules PM_{10} en période d'inoccupation pourrait alors être un indicateur par défaut du facteur d'infiltration. Les effectifs sont toutefois encore trop faibles pour confirmer cette comparaison.

Les données disponibles couvrent la période de 1987 à 2015, mais ne présentent pas de tendance particulière selon l'année de mesures.

Les autres facteurs étudiés présentent des modalités trop peu renseignées pour permettre de les croiser avec le ratio int/ext des PM_{10} . C'est le cas notamment de la présence de filtres (seuls 2 cas identifiés), de l'ouverture des fenêtres (1 cas) ou de la zone urbaine (aucune situation rurale).

Les facteurs spécifiques identifiés dans les études et affectant le transfert int/ext de la fraction massique PM₁₀ sont les suivants :

- La métrologie utilisée est très variable alliant gravimétrie après collecte sur filtre, analyseurs par microbalance en continu (TEOM) et compteurs optiques dont les plages de sélection de particules peuvent différer selon les modèles. Par ailleurs, les technologies utilisées peuvent différer entre l'intérieur et l'extérieur, ce qui est généralement le cas lorsque des données de stations de surveillance sont utilisées pour l'extérieur. En classant les techniques utilisées en 3 catégories : gravimétrie, microbalance et optique, une différence significative est observée entre les ratios int/ext mesurés. La gravimétrie présente les valeurs les plus élevées ($1,92 \pm 2,4$) par rapport à la microbalance ($0,68 \pm 0,17$) et à l'optique ($0,72 \pm 0,26$). Deux hypothèses permettraient d'expliquer cette tendance : 1) la gravimétrie est la technologie la plus souvent employée dans les écoles, où les ratios int/ext sont généralement élevés et 2) la gravimétrie est utilisée à l'intérieur, mais une autre technologie est utilisée à l'extérieur, notamment les analyseurs à microbalance des stations de surveillance. Les deux hypothèses se vérifient dans notre échantillon, ce qui ne permet pas de mettre en évidence une spécificité métrologique dans la détermination des ratios int/ext.
- Associé à cet aspect métrologique, la nature du point extérieur peut venir modifier les ratios int/ext observés, mais aussi les facteurs d'infiltration calculés. Hoek et al. (2008) dans l'étude RUIOH montrent des différences importantes dans les facteurs d'infiltration F estimés par ville étudiée selon que le point extérieur est à proximité du bâtiment étudié ou qu'il correspond à une station de surveillance. Par exemple, à Helsinki, pour la fraction PM₁₀, le facteur d'infiltration F moyen déterminé dans 37 logements variait entre 0,17 (station de surveillance) et 0,44 (à côté du bâtiment).
- Un effet région sur le facteur d'infiltration est observé par Hänninen et al. (2011) à partir de l'analyse des données des études européennes RUIOH et ISS. La même méthode de régression intérieur/extérieur a été utilisée dans 5 villes suivies de 2002 à 2004 pour déterminer F. Le facteur d'infiltration médian pour les PM₁₀ variait de 0,26 à Birmingham jusqu'à 0,44 à Helsinki et 0,47 à Rome (étude antérieure).
- Le facteur d'infiltration des PM₁₀ représenterait entre 70 % et 92 % de celui des PM_{2.5} (Hänninen et al, 2011).
- L'effet de la saison est moins marqué pour la fraction PM₁₀ que pour la fraction PM_{2.5}. C'est ce qu'observent Cattaneo et al. (2011) dans une soixantaine de logement en Italie. Le facteur d'infiltration de 0,41 en période hors-chauffe n'augmente que de 15 % en période de chauffe comparativement aux 61 % d'augmentation du facteur d'infiltration des PM_{2.5}.
- L'utilisation de refroidisseurs évaporatifs en été diminue légèrement le ratio int/ext de PM₁₀ dans 10 logements au Texas de 0,66 à 0,57 en moyenne (Li et al., 2003).
- Une augmentation du taux de renouvellement d'air de 0,4 à 2,7 h⁻¹ dans un bureau londonien ventilé mécaniquement par insufflation n'entraîne qu'une faible hausse du ratio int/ext de PM₁₀ de 0,6 à 0,7 en absence d'occupants (Ni Riain et al., 2003).

- Les changements de direction du vent induisent une variabilité modérée du ratio int/ext de PM₁₀ de 28 % (moyenne de 0,71) dans une salle universitaire aérée par ventilation traversante (Ni Riain et al., 2003).

5.8.6 Références identifiées pour le transfert int/ext des particules (fraction PM₁₀)

Alves, C. A., et al. (2014), Indoor/Outdoor relationships between PM₁₀ and associated organic compounds in a primary school, *Aerosol Air Qual. Res*, 14, 86-98

Atmo Champagne-Ardenne (2004), Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004, Rapport, 26 p

Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M. (2011), Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy, *Indoor Air*, 21(6), 489-500

Chen, C. and Zhao, B. (2011), Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor, *Atmospheric Environment*, 45, 275-288

Fromme, H., et al. (2007), Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area, *Atmospheric Environment*, 41, 854-866

Gemenetzi, P., et al. (2006), Mass concentration and elemental composition of indoor PM 2.5 and PM 10 in University rooms in Thessaloniki, northern Greece, *Atmospheric Environment*, 40, 3195-3206

Hänninen, O. et al. (2004), Infiltration of ambient PM 2.5 and levels of indoor generated non-ETS PM 2.5 in residences of four European cities, *Atmospheric Environment*, 38, 6411-6423

Hänninen, O., et al. (2011), Seasonal patterns of outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4, 221-233

Harper, F. T., et al. (2007), Realistic radiological dispersal device hazard boundaries and ramifications for early consequence management decisions, *Health Physics*, 93, 01-16

Heudorf, U., et al. (2009), Particulate matter and carbon dioxide in classrooms—the impact of cleaning and ventilation, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 45-55

Hoek, G., Kos, G., Harrison, R., de Hartog, J., Meliefste, K., ten Brink, H., Katsouyanni, K., Karakatsani, A., Lianou, M., Kotronarou, A., Kavouras, I., Pekkanen, J., Vallius, M., Kulmala, M., Puustinen, A., Thomas, S., Meddings, C., Ayres, J., van Wijnen, J., Hameri, K., 2008. Indoor-outdoor relationships of particle number and mass in four European cities. *Atmospheric Environment* 42(1) 156-169.

Ji, W. and Zhao, B. (2015), Estimating mortality derived from indoor exposure to particles of outdoor origin, *PLoS One*, 10, 1-15

Kado, N. Y., et al. (1994), Indoor-outdoor concentrations and correlations of PM₁₀-associated mutagenic activity in nonsmokers' and asthmatics' homes, *Environmental Science & Technology*, 28, 1073-1078

Kingham S., B.D., Elliott P., Fischer P., Lebreton E. (2000), Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England., *Atmospheric Environment*, 34(6), 905-916

Leaderer, B. P., et al. (1999), Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₄(2)-, H⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, NH₃, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters, *Environmental Health Perspectives*, 107, 223-231

Letinois L, Malherbe L. (2010), Campagne nationale logements : étude des relations entre l'air intérieur et extérieur – Rapport INERIS - OQAI, 2010 : 84 p.

Li W.W., P.H., Morales H., Chianelli J (2003), Correlations between short-term indoor and outdoor PM concentrations at residences with evaporative coolers., *Atmospheric Environment*, 37, 2691-2703

- Madureira, J., et al. (2012), Levels and indoor-outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75, 1423-1436
- Majestic, B. J., et al. (2012), Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA, *The Science of the Total Environment*, 435-436, 253-261
- Monn, C., et al. (1997), Particulate matter less than 10 μm (PM10) and fine particles less than 2.5 μm (PM2.5): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations, *Science of the Total Environment*, 208, 15-21
- Ni Riain C.M., Mark, D., Davies, M., Harrison, R.M., Byrne, M.A. (2003), Averaging periods for indoor-outdoor ratios of pollution in naturally ventilated non-domestic buildings near a busy road., *Atmospheric Environment*, 37(29), 4121-4132
- Oeder, S., et al. (2012), Toxicity and elemental composition of particulate matter from outdoor and indoor air of elementary schools in Munich, Germany, *Indoor Air*, 22, 148-158
- OQAI : Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jedor B, Lucas JP, Pasquier N, Pigneret M, Ramalho O (2007), Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. DDD/SB-2006-57, mai 2007, 183 p.
- Pegas, P. N., et al. (2012), Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal, *Atmospheric Environment*, 55, 80-89
- Ramalho O. Lucas J.P., Mandin C., Derbez M., Kirchner S. (2012), Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France, *Pollution Atmosphérique, Numéro Spécial – Ateliers Scientifiques : Pollution par les particules, impacts sur la santé, l'air et le climat*, novembre 2012, 37-42.
- Ramalho O, Le Ponner E, Ouaret R, Ionescu A. (2016), TRIBU: Suivi dynamique en Temps Réel de la QAI dans un environnement de bureaux - Contribution des sources et Modèle prévisionnel, rapport final, PRIMEQUAL.
- Riley, W. J., et al. (2002), Indoor particulate matter of outdoor origin: importance of size-dependent removal mechanisms, *Environmental Science & Technology*, 36, 200-207
- Spruyt M. , R. Bormans, L. Desmet, F. Geyskens, D., Poelmans, B. Van Hasselt, L. Verbeke, E. Goelen (2006), The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality, Part 1: Exposure of Children, Report DTG/OL200400027/4223/M&G, VITO, 113 p.
- Tran, D. T., et al. (2012), Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms, *Atmospheric Environment*, 54, 250-259
- Tran, T. D. and Alleman, L. Y. (2009), Chemical characterization and sourcing of fine particles in French classrooms, 9th International Conference and Exhibition - Healthy Buildings 2009, HB 2009, ,

5.9 Particules - Fraction massique PM_{2.5}

La fraction massique PM_{2.5} est l'indicateur de particules le plus fréquemment utilisé dans les campagnes de mesures intérieures / extérieures avec 69 études internationales identifiées dont 11 études françaises. Elles renseignent des niveaux de concentrations (348 occurrences), des ratios int/ext (178 occurrences), des facteurs d'infiltration F (194 occurrences) et des facteurs de pénétration P (22 occurrences).

5.9.1 PM_{2.5} dans les logements

Les conditions de transfert de particules PM_{2.5} dans les logements sont représentées dans 46 études internationales dont 6 françaises.

Le facteur de pénétration P de la fraction PM_{2.5} se situe en moyenne autour de 0,8 – 0,9, valeur plus élevée que celle observée pour la fraction PM₁₀ (Tableau 40). Cela indique que cette fraction de particules a plus de facilité pour s'infiltrer au travers de l'enveloppe ou des réseaux de ventilation. Ces données proviennent de 11 études américaines. Aucune donnée de facteur de pénétration P n'a été observée en Europe ou plus particulièrement en France. Les conditions de ventilation et de filtration étaient variables et sans influence apparente.

Tableau 40 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	78	3.33	38.3	15.2	17.4	8.0
Moy concentration intérieure	91	0.60	68.7	17.3	19.8	11.2
Moy facteur d'infiltration	132	0.04	0.95	0.61	0.59	0.14
Moy facteur de pénétration	16	0.54	1.11	0.84	0.85	0.16
Moyenne ratio int/ext	80	0.35	5.34	1.02	1.30	0.84

Le facteur d'infiltration F de la fraction PM_{2.5} est le paramètre de transfert le mieux renseigné à l'international (24 études dont 1 française). Il est moyenne de 0,6 et plus élevé que celui observé pour la fraction PM₁₀. Les seules données françaises sont celles issues de l'étude de l'appartement vide parisien menée par le CSTB¹ et le LHVP² selon différents scénarios de ventilation (Kirchner et al., 2001 ; 2002). Le facteur d'infiltration F, déduites des régressions des concentrations intérieures et extérieures, est globalement plus élevé autour de 0,7. Cette différence est probablement liée à l'absence de mobilier dans l'appartement qui conduit à un rapport surface/volume voisin de 2, plus faible que dans un logement classique. Par conséquent, les pertes de particules sur les surfaces étaient moindres.

¹ Centre Scientifique et technique du Bâtiment

² Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris devenu Service Parisien de Santé Environnementale

Les ratios int/ext de particules PM_{2.5} montrent des valeurs moyennes supérieures à 1, du fait que les sources intérieures ne sont pas toujours contrôlées. Quatorze études³ fournissent des valeurs de ratios int/ext, dont 3 françaises.

La première de ces 3 études est celle menée dans l'appartement vide parisien et conduit selon les scénarios à des ratios int/ext journaliers variant en moyenne de 0,77 en hiver à taux de renouvellement d'air modéré jusqu'à 0,93 en été avec une fenêtre ouverte (Kirchner et al., 2001 ; 2002).

La seconde concerne la campagne nationale logements menée par l'OQAI de 2003 à 2005 et fournit les valeurs de ratios int/ext les plus élevées : de $1,48 \pm 0,76$ en absence de fumeurs jusqu'à $5,34 \pm 6,07$ en présence de fumeurs (OQAI, Kirchner et al., 2007 ; Ramalho et al., 2012). Il faut également noter que les concentrations extérieures étaient issues des stations de surveillance les plus proches (Letinois & Malherbe, 2010), ce qui peut biaiser la valeur des ratios par rapport à des mesures réalisées à proximité des bâtiments.

La dernière regroupe des données disponibles dans une dizaine de logements issues de la base de référence nationale sur la qualité de l'air dans les bâtiments performants en énergie maintenue par l'OQAI (Derbez et al., 2017). Le ratio int/ext médian observé dans ces logements variait de 0,5 en période de chauffe à 1,1 en période hors-chauffe. Les logements étaient en grande majorité des appartements et le plus souvent ventilés mécaniquement.

Tableau 41 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	10	11.0	27.2	14.0	15.6	4.79
Moy concentration intérieure	12	12.3	68.7	24.7	27.2	15.9
Moy facteur d'infiltration	7	0.50	0.83	0.70	0.70	0.10
Moyenne ratio int/ext	12	0.77	5.34	0.91	1.77	1.45

5.9.2 PM_{2.5} dans les écoles

Les données relatives au transfert de particules PM_{2.5} dans les écoles sont fournies dans 18 études internationales dont 4 françaises (Tableau 42 et Tableau 43).

Les deux valeurs moyennes du facteur d'infiltration F de $0,08 \pm 0,11$ dans 19 écoles élémentaires et de $0,13 \pm 0,03$ dans 18 écoles maternelles proviennent d'une étude suédoise (Wichmann et al., 2010). Elles ont été déterminées par régression, mais la corrélation entre les niveaux intérieurs et extérieurs n'est pas très élevée. Les auteurs incriminent une forte incertitude des mesures intérieures réalisées par gravimétrie, mais il paraît plus vraisemblable que les sources intérieures étaient trop variables d'une salle de classe à l'autre conduisant à la faible corrélation observée.

Les valeurs médianes de F proviennent d'une autre étude suédoise (Molnar et al., 2007) à partir des mêmes données, mais les auteurs ont estimé le facteur d'infiltration à partir de

³ Les études sur les particules sont très nombreuses. Notre démarche en a identifié un grand nombre que nous estimons les plus pertinentes au regard de notre objectif, mais elle n'est pas exhaustive notamment parmi les nombreuses études de cas publiées.

l'analyse du soufre sur les filtres collectant les particules PM_{2.5} à l'intérieur et à l'extérieur. Les ratios int/ext de soufre sont assimilés à des facteurs d'infiltration, car le soufre ne présente pratiquement pas de sources intérieures, notamment dans les écoles. Le facteur d'infiltration médian varie selon les saisons de 0,63 en hiver à 0,9 au printemps dans les écoles maternelles et de 0,36 à 0,55 dans les écoles élémentaires.

Tableau 42 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	33	7.60	115	19.6	28.8	25.8
Moy concentration intérieure	38	3.00	95.0	17.0	26.6	23.0
Moy facteur d'infiltration	2	0.08	0.13	0.11	0.11	0.04
Moyenne ratio int/ext	32	0.06	6.50	0.91	1.19	1.15

Tableau 43 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	6	16.3	38.1	19.0	21.8	8.07
Moy concentration intérieure	9	8.00	63.5	19.6	27.3	20.0
Moy ratio int/ext	11	0.39	6.50	1.07	1.67	1.71

Les ratios int/ext observés se situent autour de 1 en moyenne et ont tendance à être plus élevés dans les 3 études françaises.

Dans l'étude des 6 villes, Annesi-Maesano et al. (2009) indiquent un ratio int/ext journalier de PM_{2.5} compris entre 0,94 et 1,3 dans les 108 bâtiments scolaires étudiés. La publication ne fournit malheureusement pas plus de détail.

Les ratios int/ext les plus élevés sont observés en Auvergne autour de Clermont-Ferrand et en particulier dans les 21 établissements situés en zone rurale (ratio int/ext hebdomadaire de 6,5 ± 23) par rapport aux 18 en zone urbaine (1,6 ± 0,9) (Hulin et al., 2011).

Plus récemment, dans le cadre du projet SCOLAIR en cours, un suivi des concentrations intérieures et extérieures de PM_{2.5} a été réalisé dans 2 écoles de Lille : une école réhabilitée en ventilation double flux et une autre plus ancienne plus proche de l'autoroute (Roux et al., 2017). En hiver, le ratio int/ext est plus faible en moyenne sur les 15 jours de suivi dans l'école réhabilitée : 0,99 contre 2,27 en période d'occupation et 0,39 contre 0,81 en période d'inoccupation. En été, une augmentation du ratio int/ext est observée dans l'école réhabilitée : 2,17 en occupation et 0,88 durant l'inoccupation.

5.9.3 PM_{2.5} dans les bureaux

Dans les bureaux, 10 études internationales ont été identifiées dont 3 françaises.

Les données de facteur de pénétration sont issues de l'étude par simulation numérique de Riley et al. (2002), représentant des bureaux ventilés mécaniquement par double flux avec

recirculation et des filtres d'efficacité variable. Pour un filtre peu efficace (40 % selon ASHRAE), le facteur de pénétration P est important et se situe en moyenne à 0,81 (aérosol typique rural) et à 0,92 (aérosol typique urbain). Pour un filtre plus efficace (85 % selon ASHRAE), P varie de 0,18 (urbain) à 0,21 (rural).

Les données du facteur d'infiltration proviennent également en majeure partie de l'étude de Riley et al. (2002) et oscillent entre 0,13 et 0,72 selon l'efficacité des filtres et l'environnement urbain ou rural simulé. La seule autre donnée disponible provient d'un suivi annuel des niveaux de concentration dans un immeuble de bureaux en Italie, avec une valeur moyenne du facteur d'infiltration F de 0,62 (Hänninen et al., 2011).

Tableau 44 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules ($PM_{2.5}$) (en $\mu g/m^3$) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	20	6.20	41.1	17.3	20.4	10.7
Moy concentration intérieure	23	3.40	34.5	12.0	14.2	8.51
Moy facteur d'infiltration	5	0.13	0.72	0.53	0.44	0.26
Moy facteur de pénétration	6	0.18	0.92	0.54	0.53	0.32
Moyenne ratio int/ext	15	0.12	1.05	0.58	0.61	0.23

Les ratios int/ext de $PM_{2.5}$ observés dans les bureaux sont en général faibles, avec une moyenne autour de 0,6. Pratiquement tous sont ventilés mécaniquement.

Dans sa revue sur le transfert int/ext des particules, Chen & Zhao (2011) fournissent une valeur moyenne très faible de 0,12 observée dans des bureaux américains et une autre très élevée de 1 dans cinq bureaux à Birmingham, dont le type de ventilation n'est pas spécifié.

Le projet européen OFFICAIR a mesuré les niveaux intérieurs et extérieurs en $PM_{2.5}$ dans plusieurs immeubles de bureaux de 5 pays européens en été et en hiver (Szigeti et al., 2016). Les bureaux étaient tous ventilés mécaniquement avec une étape de filtration de l'air. Les ratios int/ext observés variaient en moyenne de 0,48 (Pays-Bas) à 0,8 (Finlande) en hiver et de 0,48 (Pays-Bas) à 1 (Italie) en été.

La dernière étude à avoir renseigné des ratios int/ext dans des bureaux, a été menée en Seine et Marne dans un espace paysager suivi de septembre 2013 à juin 2015 à l'aide de compteurs optiques intercomparés (Ramalho et al., 2016). Les mesures en nombre issues des compteurs étaient converties en masse et corrigées de l'efficacité de collecte propre à la définition conventionnelle de la fraction massique $PM_{2.5}$. Les valeurs obtenues étaient ensuite ajustées par rapport aux données de la station de surveillance la plus proche. Dans ce bureau paysager ventilé par extraction, le ratio int/ext de $PM_{2.5}$ variait en moyenne de 0,5 en 2015 à 0,71 en 2014.

Pour la France, une autres étude documente les niveaux de concentrations dans 55 bureaux parisiens sans fournir les ratios int/ext correspondants (Mosqueron et al., 2001 ; 2002). Le rapport des concentrations moyennes indique toutefois une valeur élevée de 2 du fait de la présence de fumeurs.

Tableau 45 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les bureaux en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	5	12.0	17.8	16.7	15.7	2.24
Moy concentration intérieure	5	7.30	34.5	12.3	19.4	13.9
Moyenne ratio int/ext	3	0.50	0.71	0.63	0.61	0.11

5.9.4 PM_{2.5} dans les autres bâtiments

Onze études ont été menées dans des bâtiments variés : centres commerciaux, bars/restaurants, hôpitaux, résidences pour personnes âgées, musées, librairies publiques ou encore des typologies multiples indifférenciées les unes par rapport aux autres. Aucune étude française n'a été recensée dans cette catégorie.

Le facteur d'infiltration F est en moyenne de 0,5 avec des données provenant de 5 études et concernant des résidences pour personnes âgées aux Etats-Unis (F = 0,41 à 0,57, Arhami et al., 2009 ; F = 0,38 à 0,74, Polidori et al., 2007), deux zones d'un hôpital grec en été (F = 0,8, Loupa et al., 2016), une estimation globale du facteur d'infiltration F pour la fraction PM_{2.5} à partir des données de la littérature pour l'Europe (0,63) et pour les Etats-Unis (0,58) (Ji et al., 2015) et des données regroupant des logements et des écoles (F = 0,23 – 0,25 ; Wichmann et al., 2010).

Les ratios int/ext de PM_{2.5} sont en moyenne supérieurs à 1, autour de 1,4. La valeur la plus faible a été mesurée en été dans la salle d'attente des urgences d'un hôpital de Boston (Levy et al., 2002) et la plus élevée en terrasse d'un centre commercial en été également à Boston (Levy et al., 2002).

Tableau 46 : Distribution des valeurs moyennes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les autres bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	16	8.90	36.0	19.8	18.6	8.35
Moy concentration intérieure	22	5.31	200	14.9	25.2	40.2
Moy facteur d'infiltration	27	0.23	0.83	0.52	0.51	0.15
Moyenne ratio int/ext	24	0.20	3.20	1.39	1.40	0.75

5.9.5 Facteurs influençant le transfert des particules (PM_{2.5})

Au global, le facteur de pénétration P associé à la fraction massique PM_{2.5} est de 0,81 en valeur médiane sur les 22 occurrences disponibles (entre 1986 et 2015) et en moyenne de 0,76 ± 0,25. Il est en général plus faible dans les bureaux (P médian = 0,54, n = 6) que dans les logements (P médian = 0,84, n = 16).

En présence d'un système de ventilation, toujours couplé à de la filtration (n = 8), le facteur de pénétration P médian est de 0,70. Mais trop peu de données sont disponibles en l'absence de système de ventilation pour comparer. Les données françaises sur ce paramètre font particulièrement défaut.

Le facteur d'infiltration F est le paramètre de transfert le mieux renseigné pour les $PM_{2.5}$ et couvre la période 1999 - 2017. La distribution des valeurs de F suit approximativement une loi normale de moyenne 0,57 et d'écart-type 0,16 (Figure 39).

Les données stratifiées de facteur d'infiltration selon la zone d'étude, le type de bâtiments, la saison (automne classé en chauffe et printemps en hors-chauffe), la zone urbaine, le type de ventilation (mécanique incorporant l'utilisation de climatisation centrale ou autonome) et la présence de filtration, sont présentées au Tableau 47.

Le facteur d'infiltration F apparaît plus élevé en France que dans le reste de l'Europe, mais l'effectif limité nécessite de confirmer cette observation. Il n'est pas significativement différent selon le type de bâtiment. Les valeurs de F semblent plus élevées en moyenne en zone urbaine, mais les observations en zone rurale sont trop rares pour aller plus loin dans la comparaison.

La saison est une forte influence sur le facteur d'infiltration F . En période hors-chauffe, F est en moyenne plus élevé ($0,66 \pm 0,12$) par rapport à la saison de chauffe ($0,54 \pm 0,15$). Par contre, contrairement aux PM_{10} , le facteur d'infiltration F des $PM_{2.5}$ est globalement peu influencé par le type de ventilation et la présence de filtration. Ce dernier point est sans doute lié à la forte variation des efficacités de filtres utilisés, plus critique pour les $PM_{2.5}$ que pour les PM_{10} .

Les quelques situations où les fenêtres sont ouvertes montrent un facteur d'infiltration plus élevé (0,9) par rapport aux situations fenêtres fermées (0,6). Cela peut s'expliquer à la fois par une possible augmentation du renouvellement d'air fenêtres ouvertes et une modification du facteur de pénétration P .

Par ailleurs, le facteur d'infiltration F estimé en périodes inoccupées (0,7) apparaît plus élevé par rapport aux périodes exclusivement occupées (0,4). Mais l'essentiel de ces données proviennent de l'étude menée dans un appartement vide parisien. L'absence de mobilier justifie les valeurs plus élevées de F et non les conditions d'occupation.

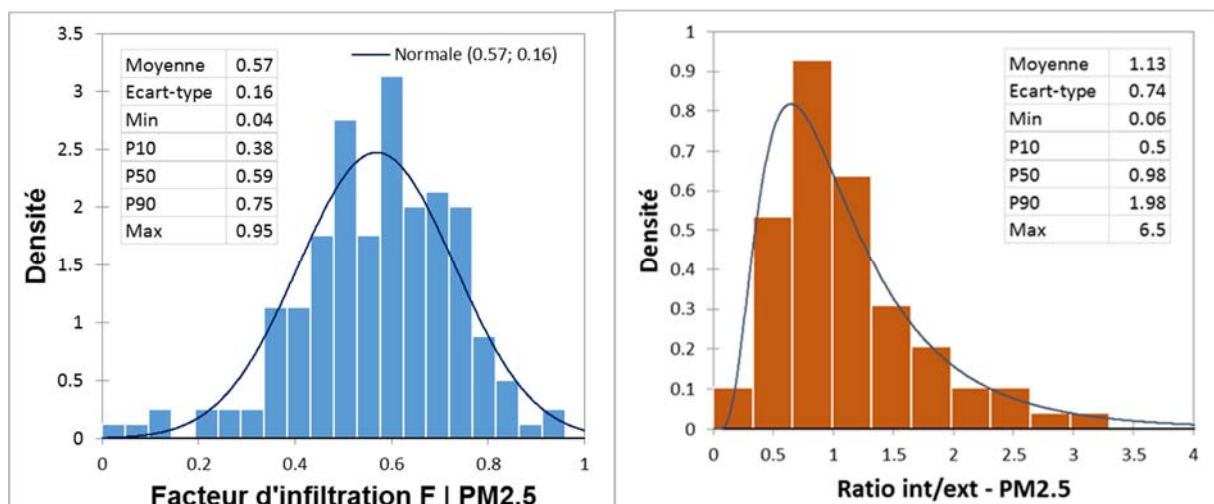


Figure 39 : Distribution du facteur d'infiltration F moyen pour les particules $PM_{2.5}$ tous bâtiments confondus ($n = 166$ occurrences) et du ratio int/ext moyen en l'absence de fumeurs ($n = 147$ occurrences).

En ce qui concerne les ratios int/ext de particules $PM_{2.5}$, les occurrences associées à la présence de fumeurs ont été écartées, aboutissant à un nombre final de 166 occurrences (147

avec ratios moyens et 31 avec ratios médians). La distribution des ratios int/ext moyens se rapproche plus d'une loi log-normale (Figure 39). La valeur médiane est de 0,98 (0,96 à partir des ratios médians), impliquant que les ratios int/ext sont largement tributaires de la présence de sources intérieures.

Le ratio int/ext de la fraction $PM_{2.5}$ ne varie pas selon la zone d'étude ou la zone urbaine. La valeur extrême observée en zone rurale provient des écoles étudiées à proximité de Clermont-Ferrand (Hulin et al., 2011). Il ne varie pas non plus de manière significative avec la saison ou l'ouverture des fenêtres contrairement au facteur d'infiltration F . Contrairement à ce dernier, le ratio int/ext varie avec le type de bâtiment, notamment dans les bureaux affichant les ratios les plus faibles (autour de 0,6) sans doute du fait que les bureaux sont le plus souvent équipés de ventilation mécanique avec au besoin des filtres pour l'air neuf et l'air recyclé. Le ratio int/ext des $PM_{2.5}$ montre bien une association significative avec le type de ventilation, et de façon modérée par rapport à la présence de filtres. Ces associations sont par contre moins prononcées avec le facteur d'infiltration F .

Tableau 47 : Facteur d'infiltration *F* stratifié selon zone d'étude, type de bâtiment, zone urbaine, saison, type de ventilation et présence de filtration.

F zone d'étude	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Europe	49	0.08	0.83	0.59	0.53	0.17	*
France	7	0.50	0.83	0.70	0.70	0.10	*
International	110	0.04	0.95	0.59	0.58	0.16	-
F type de bâtiments	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
autre	27	0.23	0.83	0.52	0.51	0.15	-
bureau	5	0.13	0.72	0.53	0.44	0.26	-
logement	132	0.04	0.95	0.61	0.59	0.14	-
école (P50) ¹	6	0.36	0.90	0.59	0.61	0.18	-
F zone urbaine	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
mixte	24	0.08	0.76	0.48	0.46	0.18	**
périurbain	12	0.38	0.74	0.52	0.55	0.11	-
rural	9	0.13	0.87	0.53	0.55	0.24	-
urbain	78	0.20	0.95	0.60	0.60	0.14	**
non renseigné	43	0.04	0.86	0.63	0.59	0.17	-
F saison	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
chauffe	35	0.04	0.78	0.52	0.54	0.15	**
hors-chauffe	33	0.41	0.86	0.70	0.66	0.12	**
indifférenciée	98	0.08	0.95	0.58	0.55	0.16	** (HC)
F type de ventilation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
aucune	10	0.24	0.95	0.75	0.69	0.24	-
mécanique	39	0.13	0.83	0.53	0.55	0.18	-
mixte	19	0.08	0.76	0.57	0.52	0.20	-
non renseigné	98	0.04	0.86	0.59	0.58	0.13	-
F filtration	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
oui	10	0.13	0.83	0.50	0.52	0.25	-
non	25	0.41	0.95	0.65	0.66	0.15	-
mixte	12	0.34	0.73	0.53	0.55	0.12	-
non renseigné	119	0.04	0.86	0.59	0.56	0.15	-
F aération	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
fenêtres fermées	34	0.13	0.80	0.60	0.57	0.17	*(FO)
fenêtres ouvertes	4	0.83	0.95	0.91	0.90	0.06	*
variable	42	0.34	0.83	0.60	0.59	0.12	*(FO)
non renseigné	86	0.04	0.86	0.57	0.54	0.16	** (FO)
F période d'occupation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
inoccupation	9	0.43	0.83	0.70	0.64	0.14	*
occupation	10	0.08	0.70	0.34	0.39	0.23	*
mixte	147	0.04	0.95	0.59	0.58	0.15	-

*p < 0,01 ; **p < 0,001 ; ¹Pour les écoles, les ratios médians sont plus nombreux que les ratios moyens atypiques.

Tableau 48 : Ratio int ext moyen ($PM_{2.5}$) stratifié selon zone d'étude, type de bâtiment, zone urbaine, saison, type de ventilation et présence de filtration.

I/E zone d'étude	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
Europe	62	0.48	2.79	0.96	1.09	0.53	-
France	22	0.39	6.50	0.85	1.25	1.27	-
International	63	0.06	3.20	1.00	1.14	0.69	-
I/E type de bâtiments	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
autre	32	0.20	3.20	1.43	1.53	0.73	*** (BU)
bureau	15	0.12	1.05	0.58	0.61	0.23	***
logement	68	0.35	3.07	0.97	1.03	0.43	** (BU)
école	32	0.06	6.50	0.91	1.19	1.15	* (BU)
I/E zone urbaine	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
mixte	23	0.43	1.90	0.94	0.89	0.39	-
périurbain	8	0.22	2.70	0.67	1.02	0.83	-
rural	1	6.50	6.50	6.50	6.50	-	-
urbain	46	0.20	3.20	0.91	1.14	0.66	-
non renseigné	69	0.06	3.07	1.03	1.15	0.58	-
I/E saison	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
chauffe	34	0.06	2.50	0.84	0.99	0.54	-
hors-chauffe	38	0.20	3.20	0.90	1.04	0.62	-
indifférenciée	75	0.12	6.50	1.01	1.25	0.86	-
I/E type de ventilation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
aucune	19	0.54	2.70	1.22	1.39	0.72	*** (ME)
mécanique	36	0.06	2.79	0.70	0.75	0.52	***
mixte	15	0.63	1.90	1.02	1.10	0.32	** (ME)
non renseigné	77	0.20	6.50	1.03	1.25	0.84	*** (ME)
I/E filtration	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
oui	19	0.06	2.79	0.62	0.73	0.59	***
non	20	0.50	2.59	0.79	1.05	0.60	-
mixte	2	0.43	0.48	0.46	0.46	0.04	-
non renseigné	106	0.12	6.50	1.03	1.24	0.77	***
I/E aération	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
fenêtres fermées	14	0.22	2.79	0.81	1.13	0.77	-
fenêtres ouvertes	2	0.71	0.93	0.82	0.82	0.16	-
variable	21	0.06	2.70	0.98	1.07	0.61	-
non renseigné	110	0.12	6.50	0.99	1.15	0.77	-
I/E période d'occupation	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	Significativité
inoccupation	18	0.06	2.79	0.78	0.88	0.70	* (OC)
occupation	17	0.10	2.27	1.02	1.15	0.56	*
mixte	112	0.12	6.50	1.00	1.17	0.77	* (OC)

*p < 0,01 ; **p < 0,001.

L'influence de l'occupation est moins importante sur le ratio int/ext $PM_{2.5}$ qu'elle ne l'est pour la fraction PM_{10} .

Les différentes études analysées ont également recensées nombre de facteurs spécifiques intervenant sur le facteur d'infiltration. Les facteurs associés au facteur de pénétration P de la fraction $PM_{2.5}$ sont par contre peu développés. Enfin, les ratios int/ext de $PM_{2.5}$ ne traduisent pas toujours le transfert des particules et les facteurs identifiés mettent le plus souvent en avant l'impact des sources intérieures. Dans ce cadre, nous avons délibérément choisi de nous limiter aux facteurs identifiés impactant le facteur d'infiltration. Ils sont listés ci-après :

- La prise en compte du facteur d'infiltration est essentielle pour estimer la mortalité associée à l'exposition aux particules extérieures (Ji et al., 2015). La taille des particules, la géométrie des fissures de l'enveloppe, la différence de pression, et l'efficacité des filtres éventuellement présents font varier le facteur d'infiltration des particules.
- En Suède, Wichmann et al. (2010) n'observent pas de différences significatives dans le facteur d'infiltration F entre des bâtiments (logements et écoles) sans ($0,24 \pm 0,18$) et avec ventilation mécanique ($0,23 \pm 0,07$). Parmi les 48 bâtiments équipés d'une ventilation mécanique, les auteurs montrent une différence significative selon le taux de renouvellement d'air λ : pour $\lambda \geq 1 \text{ h}^{-1}$, F est égal à $0,12 \pm 0,06$ et pour $\lambda < 1 \text{ h}^{-1}$, F est égal à $0,39 \pm 0,15$.
- Dans son étude numérique par simulations de Monte Carlo, Riley et al. (2002) montrent que le facteur d'infiltration dépend de la taille des particules (et aussi de la métrique utilisée, M, N, S ou V). Pour une métrique de type masse (par exemple $PM_{2.5}$ ou PM_{10}), le facteur d'infiltration associé à un domaine de taille sera la somme pondérée de tous les facteurs d'infiltration propre à chaque sous-domaine de taille considéré (size bin). Le paramètre de pondération est la fraction massique du sous-domaine par rapport au domaine total considéré ($massf_j$).

$$F_{inf} = \sum_j F_{infj} \cdot massf_j$$

- La mesure directe de F_{inf} en l'absence de sources intérieures, conduit en général à moins d'incertitudes que de l'estimer à partir des 3 paramètres que sont le facteur de pénétration, la constante de dépôt et le taux de renouvellement d'air.
- Kearney et al. (2014) listent de nombreux paramètres qui affectent le facteur d'infiltration journalier dans une cinquantaine de logements à Edmonton au Canada :
 - L'âge du bâtiment. Les bâtiments les plus récents présentent un facteur d'infiltration en hiver généralement plus faible que les plus anciens.
 - La présence d'un échangeur d'air, d'une cheminée, ou d'un précipitateur électrostatique augmente F en hiver
 - La vitesse moyenne du vent augmente F en hiver et en été
 - La différence de température int-ext augmente F en hiver.
 - La taille des particules qui jouent à la fois sur le facteur de pénétration P et sur la constante de dépôt k , les deux intervenants dans le facteur d'infiltration F_{inf} .

- La composition des particules et notamment la part de substances semi-volatiles qui peuvent se revolatiliser à l'intérieur où l'air est souvent plus chaud qu'à l'extérieur.
- La part de variation intra-logement est non négligeable, entre 40 % et 60 %. Un même ordre de grandeur est observé par MacNeill et al. (2014) à Halifax : 29 % en été et 46 % en hiver.
- Les mesures par gravimétrie peuvent sous-estimer la concentration réelle par rapport à des mesures optiques lorsque la fraction semi-volatile est importante (volatilisation au cours du prélèvement). L'estimation du facteur d'infiltration selon le ratio int/ext en soufre (non volatil) peut alors sous-estimer F. Ces éléments sont également avancés dans MacNeill et al. (2014).
- MacNeill et al. (2014) recherchent les déterminants du facteur d'infiltration en hiver par modèle mixte dans une cinquantaine de logements à Halifax au Canada. Leur modèle explique 57 % de la variance inter-bâtiment et 14 % de la variance intra-bâtiment et permet d'identifier les paramètres significatifs suivants :
 - La date de construction du bâtiment (effet négatif sur F entre 1961-2000 | >2001 et effet positif sur F pour < 1945-1960 | >2001)
 - Les faibles revenus du foyer (effet négatif sur F)
 - La présence d'un caisson d'échange d'air (effet négatif sur F)
 - La présence de filtres haute efficacité (effet négatif)
 - La différence de température int-ext (effet positif)
- Les mêmes auteurs identifient trois facteurs pour expliquer les variations du facteur d'infiltration en été : la présence de moquettes ou tapis (effet négatif), le nombre de fenêtres ouvertes (effet positif), et la pression atmosphérique (effet positif). Néanmoins, le modèle n'explique que 7 % de la variation inter-bâtiments et 9 % de la variation intra-bâtiments.
- Clark et al. (2010) trouvent les facteurs suivants expliquant 38 % de la variation du facteur d'infiltration F estimé selon la méthode du ratio de soufre dans 60 logements à Toronto au Canada :
 - L'âge du bâtiment (effet -)
 - L'utilisation de climatisation (effet -)
 - L'utilisation de chauffage par air pulsé (effet -)
 - Présence d'un foyer de cheminée (effet +)
 - Le taux de renouvellement d'air (effet +)
- Allen et al. (2003) associent les facteurs suivants au facteur d'infiltration estimé par modèle récursif sur des données mesurées en continu, après détection et suppression automatique des pics associés aux sources intérieures, dans 44 maisons à Seattle :
 - La saison hors-chauffe (effet +)
 - L'utilisation d'un épurateur d'air (effet -)

- L'âge du bâtiment supérieur ou égal à 45 ans (effet -)
- Les mêmes auteurs trouvent que seule la saison hors-chauffe est associée significativement au facteur de pénétration P (effet +).
- Allen et al. (2012) ont développé un modèle pour prédire le facteur d'infiltration dans plus de 6000 logements dans le cadre de l'étude MESA Air. Un échantillon de 526 mesures appariées a été utilisé pour déterminer le facteur d'infiltration des $PM_{2.5}$ à partir du ratio int/ext en soufre. Le facteur d'infiltration variait en moyenne de 0,47 à Winston-Salem à 0,82 à New York. Le facteur d'infiltration était plus élevé durant la saison hors-chauffe. Durant cette saison, les auteurs ont identifié la présence et la fréquence d'utilisation de climatisation (effet -) et l'ouverture des fenêtres (effet +) comme les principaux facteurs expliquant 68 % des variations de F. En période de chauffe, la température extérieure (effet +) et l'utilisation de chauffage par air pulsé (effet -) étaient les principaux prédictors expliquant 47 % des variations de F.
- La taille des particules et leur composition joue un rôle important dans le facteur d'infiltration (Sarnat et al., 2006). Le facteur d'infiltration de la fraction $PM_{2.5}$ (médiane 0,48) observé durant les périodes nocturnes dans 17 logements de Los Angeles est encadré par le facteur d'infiltration du carbone élémentaire (BC, médiane 0,84) et celui des nitrates (médiane 0,18) déterminés en parallèle. Cela prouve que la fraction non-volatile (associée au BC) et la fraction volatile des particules (nitrates) contribuent au facteur d'infiltration global. La proportion d'éléments volatils dans la composition des particules va de fait faire varier le facteur d'infiltration dans un sens ou dans l'autre. Le carbone élémentaire est également associé majoritairement à un domaine de taille de particules fin entre 0,1 et 0,4 μm (Polidori et al., 2007), le domaine de taille le moins sujet aux pertes au travers de l'enveloppe et aux dépôts sur les surfaces. L'interaction composition et taille de particules détermine de ce fait en partie le facteur d'infiltration global.
- Tang et al. (2017) ont développé un modèle pour prédire le facteur d'infiltration des particules basé sur le ratio intérieur/extérieur de la concentration particulaire en soufre (S_{int}/S_{ext}). Ils se sont basés sur 328 mesures intérieures de soufre, carbone suie (BC) et de particules (fraction $PM_{2.5}$) intégrées sur la semaine et réalisées à plusieurs saisons dans 102 logements du Massachusetts aux États-Unis de novembre 2012 à décembre 2014. Les paramètres qui augmentent le facteur d'infiltration sont l'utilisation d'un combustible de chauffage autre que gaz ou électrique (ce paramètre intervient comme source intérieure de soufre), l'ouverture des fenêtres, la densité urbaine, et dans une moindre mesure la densité du trafic. A l'inverse, les paramètres qui réduisent le facteur d'infiltration sont l'utilisation d'un chauffage par air pulsé, d'un climatiseur et d'un épurateur d'air. Le modèle performant pourrait être encore amélioré en prenant en compte les changements de phase gaz/particule des COV (et COSV), nitrates et ammonium durant leur infiltration. Leur étude ne documente pas les données sur lesquels ils se sont basés et de ce fait n'ont pas pu être intégrées à notre base de données.
- Meng et al. (2005) ont déterminé le facteur d'infiltration de la fraction $PM_{2.5}$ dans les 212 logements non-fumeurs de l'étude RIOPA aux États-Unis, à partir d'estimations par régression non-linéaire du facteur de pénétration P et de la constante de dépôt k et de la mesure du taux de renouvellement d'air dans chaque logement. Les auteurs

illustrent ensuite la dépendance du facteur d'infiltration, du taux de renouvellement d'air et de la constante de dépôt k au regard de leur données (Figure 40).

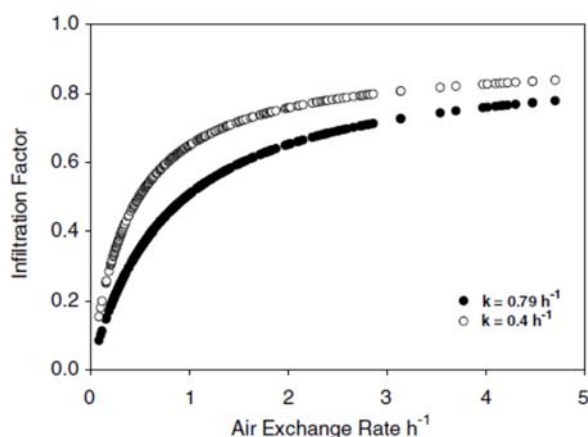


Figure 40 : Evolution du facteur d'infiltration F en fonction du taux de renouvellement d'air pour deux valeurs de constantes de dépôt k (Etude RIOPA, Meng et al., 2005b)

- Dans une autre publication (Meng et al., 2005b), les mêmes auteurs montrent pour 114 logements que le facteur d'infiltration peut varier selon la méthode utilisée pour la déterminer, de la simple régression supposant une même contribution de tous les logements (F médian = 0,35), en incorporant les variations de renouvellement d'air entre les logements ($F = 0,38$), la différence de composition des particules ($F = 0,54$) ou en déterminant le facteur d'infiltration logement par logement (tous les paramètres varient d'un logement à l'autre, $F = 0,70$). Ils soulignent le fait que l'élément soufre n'est pas toujours le meilleur élément pour estimer le facteur d'infiltration car le soufre peut avoir certaines sources intérieures et quelquefois le soufre n'est pas l'élément majoritaire des particules extérieures.
- Par ailleurs, Molnar et al. (2007) notent que les ions sulfates sont hygroscopiques et selon l'humidité relative, la taille de particules auxquels ils sont associés peut varier, affectant du même coup les valeurs de facteur d'infiltration basées sur le ratio int/ext en soufre.
- L'utilisation d'un traceur particulaire tel que le carbone élémentaire (BC) permet de cibler une source spécifique de PM extérieur, par exemple la combustion du bois, avec des transferts qui peuvent être différents selon la distribution granulométrique des particules émises (Thatcher et al., 2014).
- La variabilité du facteur d'infiltration des $PM_{2,5}$ est essentiellement liée à celle du taux de renouvellement d'air (Hänninen et al., 2011), associée notamment à l'ouverture des portes et fenêtres (Hochstetler et al., 2011), et le dépôt des particules ne contribue finalement qu'à hauteur de 28 % à 42 % (El Orch et al., 2014).
- Le facteur d'infiltration dépend du rapport surface/volume propre à chaque logement (Polidori et al., 2007). Estimer un facteur d'infiltration moyen à l'échelle d'un groupe de logements peut donc masquer les fortes variations de F .
- Hystad et al. (2009) s'est basé sur des mesures optiques continues de $PM_{2,5}$ dans 85 logements de Seattle (USA) et de Victoria (Canada) pour développer un modèle estimant le facteur d'infiltration F à partir de données cadastrales des impôts fonciers,

notamment la valeur locative et l'utilisation de chauffage par air pulsé ainsi que des données météorologiques. Les facteurs d'infiltration étaient initialement calculés par modèle récursif. La saison de chauffe contribue pour 36 % à la variation annuelle du facteur d'infiltration dans les maisons individuelles. La valeur locative et l'utilisation de chauffage à air pulsé contribue à hauteur de 37 % de la variation du facteur d'infiltration durant la saison de chauffe. Les maisons à faible valeur locative présentaient les valeurs de F les plus élevées. Le modèle global intégrant la saison et ces deux dernières variables expliquent 54 % de la variation de F. Les données initiales de F étaient obtenues par modélisation récursive.

- Taylor et al. (2014) considèrent que l'infiltration de la fraction $PM_{2.5}$ de manière générale est dépendante de la localisation du bâtiment, de sa hauteur, de son orientation, de la présence d'obstacles autour de lui, de la perméabilité de l'enveloppe, de sa géométrie, du système de ventilation, de la météorologie locale et urbaine (rues canyon) et des pratiques des occupants.
- Taylor et al. (2014) ont également cartographié le ratio int/ext annuel en $PM_{2.5}$ du Grand Londres à l'aide de systèmes d'informations géographiques en se basant sur des bases de données géolocalisées des caractéristiques constructives des bâtiments pour les classer selon 15 archétypes de construction avec des perméabilités définies et reproduisant le parc de bâtiments de la communauté du Grand Londres. Ils ont associé à ces archétypes deux scénarios de comportement des occupants avec ou sans ouverture de fenêtres en fonction des températures intérieures et extérieures. Les données météorologiques annuelles et de concentrations extérieures en $PM_{2.5}$ fournies par les réseaux de surveillance ont été couplées aux données bâtiment à l'aide d'un modèle thermo-aéraulique dynamique intégrant le transport de polluants pour permettre d'estimer le ratio int/ext en $PM_{2.5}$ en l'absence de sources intérieures. De nombreuses hypothèses ont été retenues par les auteurs, parmi lesquelles le choix d'une valeur constante du coefficient de dépôt ($0,19 \text{ h}^{-1}$) et du facteur de pénétration P de 0,8 (fenêtres fermées) ou 1 (fenêtres ouvertes). Les ratios int/ext estimés selon la saison (assimilables à des facteurs d'infiltration) sont représentés à la Figure 41. Le centre-ville de Londres associé à une présence majoritaire d'appartements présente les ratios int/ext les plus faibles en comparaison aux maisons individuelles plus abondantes en périphérie. Les auteurs soulignent ainsi que contrairement aux apparences, l'exposition aux particules fines est plus importante en périphérie plutôt qu'au centre-ville où les bâtiments procurent un meilleur abri au regard de l'infiltration des polluants.

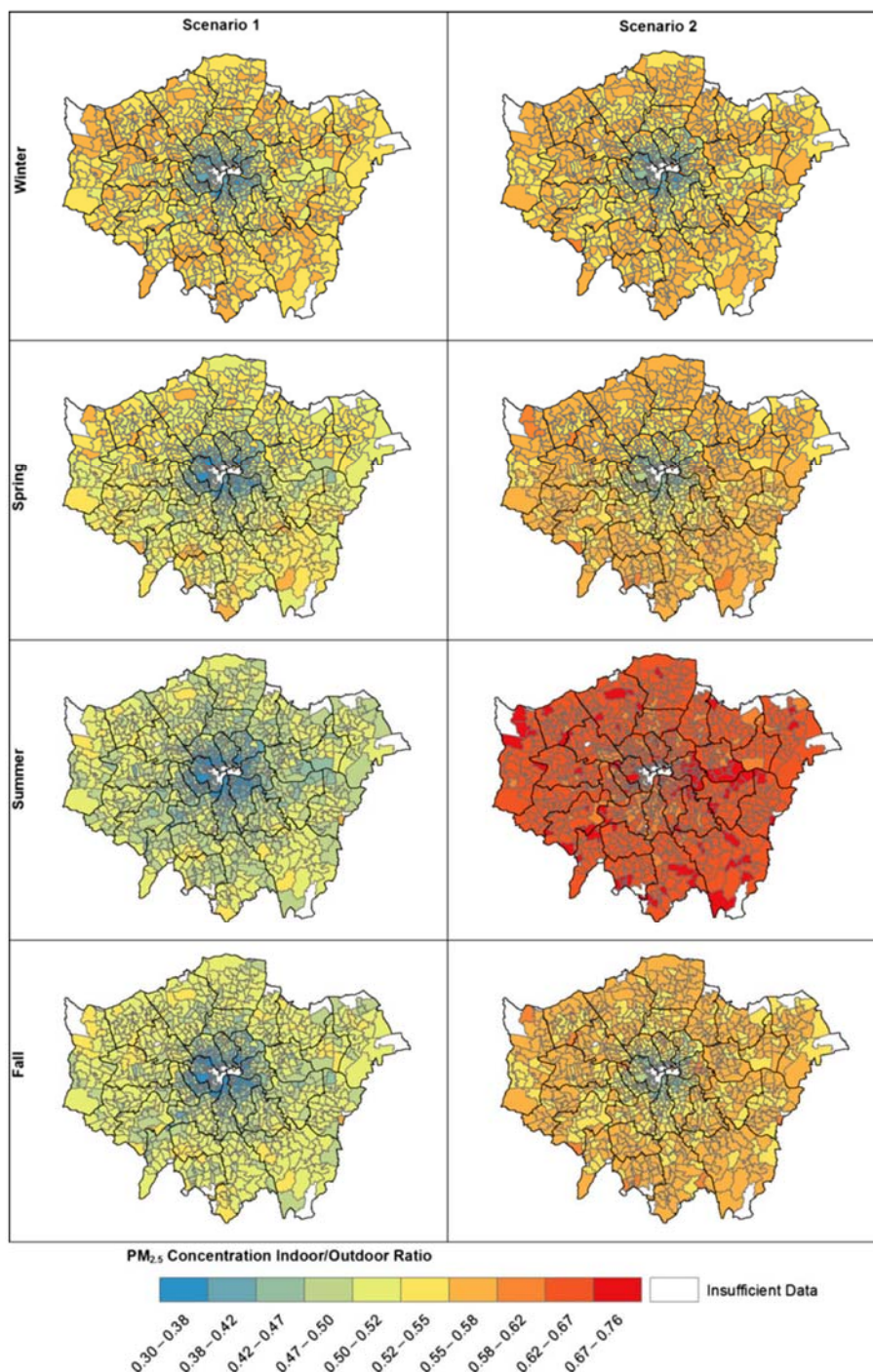


Figure 41 : Estimation du ratio I/E pour la fraction massique PM_{2.5} à Londres par saison et selon le scénario (1 : infiltration seule et 2 : infiltration + ouverture des fenêtres selon températures int/ext). (Taylor et al., 2014).

5.9.6 Références identifiées pour le transfert int/ext des particules (fraction PM_{2.5})

Allen R., Larson, T., Sheppard, L., Wallace, L., Liu, L.J.S. (2003), Use of real-time light scattering data to estimate the contribution of infiltrated and indoor-generated particles to indoor air., Environmental Science & Technology, 37(16), 3484-3492

Allen, R. W., et al. (2012), Modeling the residential infiltration of outdoor PM(2.5) in the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis and Air Pollution (MESA Air), Environmental Health Perspectives, 120, 824-830

- Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., Lavaud, F., Moreau, D., Le Moullec, Y., Taytard, A., Pauli, G., Charpin, D. (2009), Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France)., *Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique*, 48, 427-433
- Arhami, M., et al. (2009), Associations between personal, indoor, and residential outdoor pollutant concentrations: implications for exposure assessment to size-fractionated particulate matter, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59, 392-404
- Bozlaker, A., et al. (2017), Indoor/Outdoor Relationships and Anthropogenic Elemental Signatures in Airborne PM_{2.5} at a High School: Impacts of Petroleum Refining Emissions on Lanthanoid Enrichment, *Environmental Science & Technology*, 51, 4851-4859
- Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M. (2011), Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy., *Indoor Air*, 21(6), 489-500
- Challoner, A., Gill, L. (2014), Indoor/outdoor air pollution relationships in ten commercial buildings: PM_{2.5} and NO₂, *Building and Environment*, 80, 159-173
- Chen, C. and Zhao, B. (2011), Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor, *Atmospheric Environment*, 45, 275-288
- Clark, N.A., Allen, R.W., Hystad, P., Wallace, L., Dell, S.D., Foty, R., Dabek-Zlotorzynska, E., Evans, G., Wheeler, A.J. (2010), Exploring Variation and Predictors of Residential Fine Particulate Matter Infiltration, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3211-3224
- Cyrus J., P., M., Bischof, W., Wichmann, H.E., Heinrich, J. (2004), Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 14(4), 275-283
- Derbez, M., Wyart, G., Le Ponner, E., Ramalho, O., Ribéron, J., Mandin, C. (2017), Indoor air quality in energy-efficient dwellings: levels and sources of pollutants., *Indoor Air*, Accepted, in press, DOI: 10.1111/ina.12431.
- El Orch, Z., et al. (2014), Predictions and determinants of size-resolved particle infiltration factors in single-family homes in the US, *Building and Environment*, 74, 106-118
- Fabian, M. P., et al. (2016), Modeling Environmental Tobacco Smoke (ETS) Infiltration in Low-Income Multifamily Housing before and after Building Energy Retrofits, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 1-15
- Fujita, E. M., et al. (2014), Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 64, 743-758
- Götschi, T., et al. (2002), Comparison of black smoke and PM_{2.5} levels in indoor and outdoor environments of four European cities, *Environmental Science & Technology*, 36, 1191-1197
- Guo, H., et al. (2010), Characterization of particle number concentrations and PM_{2.5} in a school: influence of outdoor air pollution on indoor air, *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1268-1278
- Habre, R., et al. (2014), The effects of PM_{2.5} and its components from indoor and outdoor sources on cough and wheeze symptoms in asthmatic children, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 24, 380-387
- Hänninen, O. O., et al. (2004), Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities, *Atmospheric Environment*, 38, 6411-6423
- Hänninen, O., et al. (2011), Seasonal patterns of outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4, 221-233
- Harper, F. T., et al. (2007), Realistic radiological dispersal device hazard boundaries and ramifications for early consequence management decisions, *Health Physics*, 93, 01-16

- Héroux, M.-E., et al. (2010), Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3080-3099
- Hochstetler, H. A., et al. (2011), Aerosol particles generated by diesel-powered school buses at urban schools as a source of children's exposure, *Atmospheric Environment*, 45, 1444-1453
- Hodas, N., Meng, Q., Lunden, M.M., Rich, D.Q., Özkaynak, H., Baxter, L.K., Zhang, Q., Turpin, B.J. (2012), Variability in the fraction of ambient fine particulate matter found indoors and observed heterogeneity in health effect estimates, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 22, 448-454
- Hulin, M., et al. (2011), Qualité de l'air intérieur dans les écoles et asthme et allergies parmi les écoliers en Auvergne. Différences entre le milieu rural et le milieu urbain, *Revue Française d'Allergologie*, 51, 419-424
- Hystad, P. U., et al. (2009), Modeling residential fine particulate matter infiltration for exposure assessment, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 19, 570-579
- Ji, W. and Zhao, B. (2015), Estimating mortality derived from indoor exposure to particles of outdoor origin, *PloS One*, 10, 1-15
- Jung, K. H., et al. (2010), Effects of heating season on residential indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and particulate matter in an urban birth cohort, *Atmospheric Environment*, 44, 4545-4552
- Kearney, J., Wallace, L., MacNeill, M., Héroux, M.-E., Kindzierski, W., Wheeler, A. (2014), Residential infiltration of fine and ultrafine particles in Edmonton, *Atmospheric Environment*, 94(Supplement C), 793-805
- Kingham S., B.D., Elliott P., Fischer P., Lebrete E. (2000), Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England., *Atmospheric Environment*, 34(6), 905-916
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, *Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A*, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Koutrakis, P., et al. (1992), Source apportionment of indoor aerosols in Suffolk and Onondaga Counties, New York, *Environmental Science & Technology*, 26, 521-527
- Koutrakis, P., et al. (2005), Characterization of particulate and gas exposures of sensitive subpopulations living in Baltimore and Boston, *Research Report (Health Effects Institute)*, 1-65; discussion 67-75
- Lai, H. K., et al. (2004), Personal exposures and microenvironment concentrations of PM 2.5, VOC, NO 2 and CO in Oxford, UK, *Atmospheric Environment*, 38, 6399-6410
- Lanki, T., et al. (2007), Determinants of personal and indoor PM2.5 and absorbance among elderly subjects with coronary heart disease, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17, 124-133
- Leaderer, B. P., et al. (1999), Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM10, PM2.5, SO4(2)-, H+, NH4+, NO3-, NH3, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters, *Environmental Health Perspectives*, 107, 223-231
- Levy J. I., D.T., Spengler J. D. (2002), Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12(2), 104-114
- Li W.W., P.H., Morales H., Chianelli J (2003), Correlations between short-term indoor and outdoor PM concentrations at residences with evaporative coolers., *Atmospheric Environment*, 37, 2691-2703
- Long C.M., S.H., Catalano P.J., Koutrakis P. (2001), Using Time- and Size-Resolved Particulate Data to Quantify Indoor Penetration and Deposition Behavior., *Environmental Science & Technology*, 35, 2089-2099
- Loupa, G., et al. (2016), Indoor/outdoor PM2.5 elemental composition and organic fraction medications, in a Greek hospital, *The Science of the Total Environment*, 550, 727-735

- MacNeill, M., Kearney, J., Wallace, L., Gibson, M., Héroux, M.E., Kuchta, J., Guernsey, J.R., Wheeler, A.J. (2014), Quantifying the contribution of ambient and indoor-generated fine particles to indoor air in residential environments, *Indoor Air*, 24, 362-375
- Madureira, J., et al. (2012), Levels and indoor-outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75, 1423-1436
- Meng, Q. Y., et al. (2005), PM_{2.5} of ambient origin: estimates and exposure errors relevant to PM epidemiology, *Environmental Science & Technology*, 39, 5105-5112
- Meng, Q.Y., Turpin, B.J., Korn, L., Weisel, C.P., Morandi, M., Colome, S., Zhang, J., Stock, T., Spektor, D., Winer, A., Zhang, L., Lee, J.H., Giovanetti, R., Cui, W., Kwon, J., Alimokhtari, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., Maberti, S. (2004), Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM_{2.5} concentrations: Analyses of RIOPA data, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 15, 17-28
- Minguillón, M. C., et al. (2012), Source apportionment of indoor, outdoor and personal PM 2.5 exposure of pregnant women in Barcelona, Spain, *Atmospheric Environment*, 59, 426-436
- Molnár, P., et al. (2007), Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden, *Journal of environmental monitoring: JEM*, 9, 348-357
- Monn, C., et al. (1997), Particulate matter less than 10 µm (PM₁₀) and fine particles less than 2.5 µm (PM_{2.5}): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations, *Science of the Total Environment*, 208, 15-21
- Montagne, D., et al. (2014), The association of LUR modeled PM_{2.5} elemental composition with personal exposure, *The Science of the Total Environment*, 493, 298-306
- Mosqueron (2001), Personal exposure to fines particles in Parisian office workers, 12th world Clean Air and Environment, 26-31 August, Seoul, Korea,
- Mosqueron, L., et al. (2002), Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles, *Occupational and Environmental Medicine*, 59, 550-555
- Ni Riain C.M., Mark, D., Davies, M., Harrison, R.M., Byrne, M.A. (2003), Averaging periods for indoor-outdoor ratios of pollution in naturally ventilated non-domestic buildings near a busy road., *Atmospheric Environment*, 37(29), 4121-4132
- OQAI : Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jedor B, Lucas JP, Pasquier N, Pigneret M, Ramalho O (2007), Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. DDD/SB-2006-57, mai 2007, 183 p.
- Ouidir, M., et al. (2015), Estimation of exposure to atmospheric pollutants during pregnancy integrating space-time activity and indoor air levels: Does it make a difference?, *Environment International*, 84, 161-173
- Parker, J. L., et al. (2008), Particle size distribution and composition in a mechanically ventilated school building during air pollution episodes, *Indoor Air*, 18, 386-393
- Polidori, A., et al. (2007), Indoor/Outdoor relationships, trends, and carbonaceous content of fine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 57, 366-379
- Ramalho O. Lucas J.P., Mandin C., Derbez M., Kirchner S. (2012), Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France, *Pollution Atmosphérique, Numéro Spécial – Ateliers Scientifiques : Pollution par les particules, impacts sur la santé, l'air et le climat*, novembre 2012, 37-42.
- Ramalho et al. (2016), TRIBU: Suivi dynamique en Temps Réel de la QAI dans un environnement de bureaux - Contribution des sources et Modèle prévisionnel, rapport final, PRIMEQUAL,
- Riley, W. J., et al. (2002), Indoor particulate matter of outdoor origin: importance of size-dependent removal mechanisms, *Environmental Science & Technology*, 36, 200-207
- Romagnoli, P., et al. (2014), Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy, *Atmospheric Environment*, 92, 51-59

- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 3503-3516
- Roux E, Bugajny C, Cheppe G, Savy O, Desmettres P (2017), Air pollutants transfer from road in the schools of Lille, *Conférence ADEBIOTECH*, Romainville, 27-28 juin 2017
- Sangiorgi, G., et al. (2013), Indoor airborne particle sources and semi-volatile partitioning effect of outdoor fine PM in offices, *Atmospheric Environment*, 65, 205-214
- SINPHONIE (2014), Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe, Final Report, EU project, 157 p
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, *Indoor Air*, 18, 454-463
- Szigei, T., et al. (2016), Oxidative potential and chemical composition of PM_{2.5} in office buildings across Europe - The OFFICAIR study, *Environment International*, 92-93, 324-333
- Taylor, J., Shrubsole, C., Davies, M., Biddulph, P., Das, P., Hamilton, I., Vardoulakis, S., Mavrogianni, A., Jones, B., Oikonomou, E. (2014), The modifying effect of the building envelope on population exposure to PM_{2.5} from outdoor sources., *Indoor Air*, 24(6), 639-651
- Sarnat, S.E., Coull, B.A., Ruiz, P.A., Koutrakis, P., Suh, H.H., 2006. The Influences of Ambient Particle Composition and Size on Particle Infiltration in Los Angeles, CA, Residences. *Journal of the Air & Waste Management Association* 56(2) 186-196.
- Tang, C.H., Garshick, E., Grady, S., Coull, B., Schwartz, J., Koutrakis, P., 2017. Development of a modeling approach to estimate indoor-to-outdoor sulfur ratios and predict indoor PM_{2.5} and black carbon concentrations for Eastern Massachusetts households. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.
- Thatcher, T.L., Kirchstetter, T.W., Malejan, C.J., Ward, C.E. (2014), Infiltration of Black Carbon Particles from Residential Woodsmoke into Nearby Homes, *Open Journal of Air Pollution*, 03(04), 111-120
- Tran, D. T., et al. (2012), Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms, *Atmospheric Environment*, 54, 250-259
- Wichmann, J., et al. (2010), PM 2.5, soot and NO₂ indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden, *Atmospheric Environment*, 44, 4536-4544
- Zhang, Q. and Zhu, Y. (2012), Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas, *Indoor Air*, 22, 33-42
- Zhao, H. and Stephens, B. (2017), Using portable particle sizing instrumentation to rapidly measure the penetration of fine and ultrafine particles in unoccupied residences, *Indoor Air*, 27, 218-229

5.10 Particules - Autres indicateurs

De nombreuses études se sont intéressées à d'autres indicateurs particuliers, parmi lesquelles et sans être exhaustif :

- La concentration en nombre de particules (PN) en particules/cm³ (29 études et 507 occurrences)
- La fraction massique PM₁ en µg/m³ (7 études et 32 occurrences)
- Les particules totales en suspension (TSP) exprimées en µg/m³ ou en coefficient d'extinction (3 études, 39 occurrences)
- Des fractions massiques variées, fonction de la gamme de particules prises en compte (PM_x) en µg/m³ (6 études, 93 occurrences), mais aucune donnée de facteur de pénétration, de facteur d'infiltration ou de ratio int/ext
- La concentration en volume de particules (PV) en µm³/m³ (1 étude, 30 occurrences)
- Le carbone élémentaire (EC), noir de carbone (BC) ou fumées noires (BS), dans 12 études (76 occurrences)
- Le carbone organique (OC) dans 4 études (14 occurrences)
- Le soufre, élément particulaire souvent utilisé pour estimer le facteur d'infiltration des particules. Les données s'y référant ont déjà été prises en compte dans l'évaluation du transfert des fractions massiques PM_{2,5} ou PM₁₀.

Devant la multiplicité des technologies, des gammes de taille et des indicateurs particuliers utilisés, seuls les indicateurs de transfert ont été pris en compte et retranscrits dans ce rapport.

5.10.1 Fraction massique PM₁

Hänninen et al. (2011) rapportent un facteur d'infiltration des particules PM₁ déterminé dans 29 logements de Gothenburg en Suède, en moyenne de 0,89. Il représente 78 % du facteur d'infiltration observé dans le même temps pour la fraction PM_{2,5}.

Hubbard et al. (2005) ont déterminé un ratio int/ext en PM₁ de $1,23 \pm 1,61$ (médiane de 0,67) dans 6 logements équipés de ventilation mécanique et de climatisation centralisée en été au Texas. Le ratio varie positivement avec le taux de renouvellement d'air. Un faible taux de renouvellement d'air augmente le temps pour que le dépôt et la réactivité aient lieu.

Dans 42 salles de classe de 11 écoles à Porto, Madureira et al. (2012) observent un ratio int/ext PM₁ de 0,8 en journée contre 0,63 en période d'inoccupation. Les mesures étaient réalisées à l'aide de compteurs optiques.

Des mesures répétées réalisées par gravimétrie dans le hall de passage d'une école élémentaire de l'Arizona en été aboutissent à un ratio int/ext en PM₁ de $0,92 \pm 0,16$ entre 8h00 et 18h00. Les auteurs mettent en avant non seulement le transfert int/ext mais également la remise en suspension causée par le passage des élèves.

5.10.2 Particules totales (TSP)

Allen et al. (2003) ont déterminé le facteur de pénétration P des particules totales TSP par modèle récursif à partir de mesures réalisées par des néphélomètres à différentes saisons dans 44 logements de Seattle. Les logements étaient à 55 % chauffés par air pulsé, utilisaient assez peu la climatisation (18 %) ou un épurateur d'air (20 %). Ils observent que P n'augmente que légèrement lorsque les fenêtres sont ouvertes ($P_{\text{médian}} = 1$) par rapport aux situations où elles restent fermées ($P_{\text{médian}} = 0,92$). Le facteur de pénétration P est plus élevé en période hors-chauffe ($0,99 \pm 0,03$) qu'en période de chauffe ($0,89 \pm 0,11$). Par ailleurs, le facteur de pénétration P est généralement plus élevé dans les appartements par rapport aux maisons individuelles aussi bien en période hors-chauffe ($0,82 \pm 0,18$ contre $0,76 \pm 0,19$) qu'en période de chauffe ($0,56 \pm 0,22$ contre $0,49 \pm 0,11$).

Dans la même étude, les auteurs estiment le facteur d'infiltration F (TSP) en valeur médiane à 0,61 dans les 44 logements. L'ouverture des fenêtres augmente F (médiane de 0,71 contre 0,56). Et la saison hors-chauffe est associée à un facteur d'infiltration plus élevé ($0,79 \pm 0,18$ contre $0,53 \pm 0,16$).

Des valeurs de ratios int/ext de TSP ont été déterminées dans une école élémentaire et une université à Marseille en différentes saisons (Grimaldi et al., 1992). Les ratios int/ext étaient déterminés en journée par séquence de 8 heures diurnes et 16 heures nocturnes. Dans l'école maternelle, le ratio int/ext TSP variait entre $1,3 \pm 1,1$ et $1,5 \pm 1,1$ sans différence significative entre les périodes d'occupation et d'inoccupation et la saison. Dans l'université, l'influence de l'occupation était plus marquée en période hors-chauffe ($1,1 \pm 1,1$ contre $0,5 \pm 0,3$ en inoccupation). La différence observée sur le ratio int/ext en période de chauffe était moindre ($0,8 \pm 0,5$ en occupation contre $0,7 \pm 0,3$ en inoccupation).

5.10.3 Particules en volume (PV)

Long et al. (2001) a déterminé le facteur de pénétration P de différentes tailles de particules exprimées en concentrations volumiques ($\mu\text{m}^3/\text{m}^3$) dans 9 logements non-fumeurs à Boston. La mesure des particules étaient réalisée chaque saison sur 7 à 12 jours à l'aide d'un spectromètre de mobilité électrique (SMPS) couplé à un compteur à condensation et d'un granulomètre aérodynamique (APS). Les instruments mesuraient alternativement à l'intérieur et à l'extérieur. Seules les périodes nocturnes sans activités ont été retenues. Le facteur de pénétration P était alors déterminé par régression de l'inverse du ratio int/ext pour chaque taille de particule en fonction de l'inverse du taux de renouvellement d'air. Les résultats valides obtenus sont rassemblés au Tableau 49. Les auteurs ont estimé également une constante de dépôt comprise entre 0,1 et $0,6 \text{ h}^{-1}$ en fonction du diamètre des particules.

Tableau 49 : Facteur de pénétration P par taille de particule en périodes nocturnes (Long et al., 2001)

Diamètre	Eté		P	Hiver		P
	P	Ecart-type		P	Ecart-type	
0.02 - 0.03 μm	0.9	0.16	1	-		0.71
0.03 - 0.04 μm	0.97	0.12		0.6	0.09	
0.04 - 0.06 μm	0.87	0.17		0.75	0.11	
0.06 - 0.08 μm	1.01	0.16		-		
0.08 - 0.1 μm	1.05	0.14		-		
0.1 - 0.15 μm	1.01	0.1	0.97	-		0.76
0.15 - 0.2 μm	0.99	0.09		0.76	0.06	
0.2 - 0.3 μm	0.99	0.09		0.8	0.06	
0.3 - 0.4 μm	0.95	0.07		0.78	0.07	
0.4 - 0.5 μm	0.91	0.09		0.74	0.08	
0.7 - 1 μm	0.88	0.18		0.66	0.08	
0.7 - 2.5 μm	0.82	-		0.61	-	
1 - 2 μm	-	-		0.64	0.09	
2 - 3 μm	-	-		0.5	0.11	
3 - 4 μm	-	-		0.36	0.09	
4 - 5 μm	-	-		0.27	0.06	
2.5 - 10 μm	0.37	-		0.25	-	

Avec l'estimation des facteurs de pénétration P et des constantes de dépôt, les auteurs en déduisent des facteurs d'infiltration variables selon les logements et la taille des particules (Figure 42). En moyenne, F est de $0,75 \pm 0,37$ (PV 0,02 à 0,1 μm), de $0,74 \pm 0,20$ (PV 0,1 à 0,5 μm) et de $0,48 \pm 0,18$ (PV 0,7 à 2,5 μm).

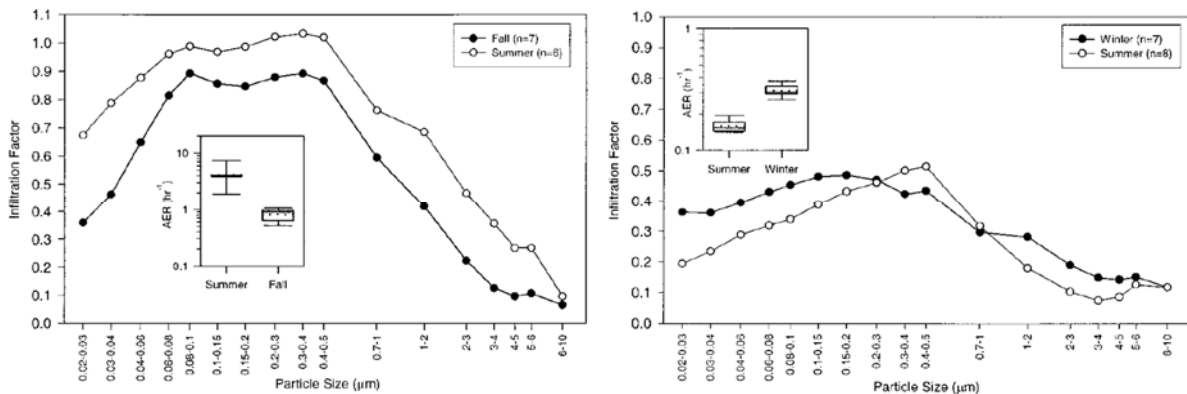


Figure 42 : Dépendance du facteur d'infiltration F avec le diamètre des particules dans deux logements (Long et al., 2001).

5.10.4 Fraction organique (OC)

Arhami et al. (2009) ont déterminé parmi d'autres paramètres le facteur d'infiltration de la fraction organique (OC) des particules à l'aide d'analyseurs OC-EC réalisant des mesures horaires à l'intérieur et à l'extérieur de 4 maisons de retraite en Californie. Le facteur d'infiltration de la fraction organique OC déterminée par la méthode récursive était en

moyenne de $0,80 \pm 0,13$ en hiver et de $0,75 \pm 0,17$ en été. La fraction organique provient des sources de combustion, mais une partie est formée selon des processus secondaires.

5.10.5 Carbone élémentaire (EC) / noir de carbone (BC) / fumées noires (BS)

Les 3 indicateurs que sont le carbone élémentaire (EC), le noir de carbone (BC) et l'indice de fumées noires (BS) sont généralement relativement proches entre eux et diffèrent souvent par la technique de mesure.

Les auteurs précédents qui ont déterminé le facteur d'infiltration de la fraction organique des particules ont selon le même principe calculé le facteur d'infiltration du carbone élémentaire. Ils observent en été un facteur d'infiltration du carbone élémentaire EC de $0,75 \pm 0,08$ en hiver et de $0,74 \pm 0,06$ en été.

Dans l'étude du transfert int/ext dans un appartement vide parisien, Kirchner et al. (2001 ; 2002) ont déterminé le facteur d'infiltration associé à l'indice de fumées noires (BS) mesuré à l'aide d'analyseurs en continu. Le facteur d'infiltration était déterminé par régression des niveaux intérieurs décalés au besoin d'une heure en fonction des niveaux extérieurs. Les auteurs ont observé un facteur d'infiltration des fumées noires (BS) variant assez peu en hiver entre 0,61 pour un renouvellement d'air de $0,9 \text{ h}^{-1}$ à 0,67 pour un renouvellement d'air de $0,6 \text{ h}^{-1}$ en présence de surfaces adsorbantes. En été, le facteur d'infiltration BS est comparable et se situe entre 0,62 et 0,69. Il est par contre plus important lorsque les fenêtres sont ouvertes, $F = 0,88$. Les auteurs ont également calculé les ratios int/ext hebdomadaires associés qui variaient de 0,63 à 0,73 en hiver et de 0,75 à 0,76 en été (0,89 en fenêtres ouvertes).

Cyrys et al. (2004) ont déterminé le ratio int/ext de fumées noires (BS) dans 2 pièces inoccupées d'un hôpital à Erfurt en Allemagne suivies durant 4 semaines en été puis en hiver selon l'ouverture des fenêtres. Ils observent un ratio int/ext médian de BS de 0,44 (périodes de fenêtres fermées) contre 0,61 (périodes de fenêtres partiellement ouvertes). Les fenêtres des pièces en menuiseries bois étaient par ailleurs peu étanches. Le bâtiment de l'hôpital instrumenté n'avait aucun système spécifique de ventilation.

Loupa et al. (2016) ont conduit des mesures intérieures et extérieures de noir de carbone (BC) dans deux pièces d'un hôpital en Grèce en été. Les deux pièces étaient raccordées à une centrale de traitement d'air et l'une des pièces disposaient de climatiseurs individuels. Sur les 20 journées de mesure, le ratio int/ext BC était en moyenne de 0,90 dans la pièce sans climatiseurs et de 0,73 dans celle avec climatiseurs.

Dans l'étude EXPOLIS, l'indice de fumées noires (BS) a été déterminé à partir des filtres $\text{PM}_{2,5}$ collectés durant 2 nuits consécutives dans les logements de 4 villes européennes (Götschi et al., 2002). Le ratio int/ext BS était le plus faible en moyenne dans les 82 logements d'Helsinki (0,79) et le plus élevé dans les 20 logements de Prague (0,96), pour une moyenne pondérée globale de 0,86.

5.10.6 Particules en nombre (PN)

Les données relatives au transfert int/ext des particules, caractérisées par une concentration en nombre à l'aide de compteurs optiques ou de granulomètres, varient en gamme de diamètre considérée d'une étude à l'autre. Si bien qu'il est pratiquement impossible de

comparer les données brutes. Dans le but de présenter une analyse globale prenant en compte toutes les études, les gammes de taille fournies par les auteurs ont été catégorisées en 5 catégories de taille : de 0,001 à 0,01 μm , de 0,01 à 0,1 μm , de 0,1 à 1 μm , de 1 à 2,5 μm et de 2,5 à 10 μm . Lorsque la gamme de taille couvrait plusieurs catégories, la catégorie de plus petite taille était sélectionnée. Cela tient au fait que les particules de plus petites tailles présentent souvent la concentration en nombre la plus élevée par rapport aux autres de plus gros diamètre.

Les données disponibles en PN représentent 146 occurrences de facteur de pénétration P, 100 occurrences de facteur d'infiltration, 207 occurrences de ratios int/ext et 64 occurrences de niveaux de concentrations.

5.10.6.1 Facteur de pénétration P (PN)

Une seule étude française documente le facteur de pénétration des particules. Cette étude a été menée dans 6 à 8 salles de classes de deux écoles élémentaires du nord de la France à l'aide de compteurs optiques (Tran et al., 2015). Le facteur de pénétration a été déterminé en phase stationnaire après le départ des élèves. Les écoles n'avaient pas de systèmes de ventilation mécanique. Pour les particules de diamètre 0,3 à 2 μm , le facteur de pénétration variait de $0,72 \pm 0,09$ à $0,84 \pm 0,09$ selon l'école. Pour la gamme de diamètre de 2 à 10 μm , le facteur de pénétration allait de $0,30 \pm 0,08$ à $0,37 \pm 0,05$. Le facteur de pénétration varie plus selon le diamètre de la particule que selon l'environnement étudié.

L'ensemble des valeurs moyennes de facteur de pénétration P couvrant la période 1982 – 2017 ont été recatégorisées selon les nouvelles classes de diamètre définies. Le résultat obtenu est présenté en Figure 43. La valeur maximale observée de 1,1 ne figure pas sur le graphique car représentant un artefact de calcul. Les effectifs vont de 7 occurrences pour la première catégorie de plus petit diamètre à 40 occurrences pour la catégorie 0,1 – 1 μm . La revue de littérature menée par Chen & Zhao (2010) présente une distribution plus détaillée de P selon le diamètre (Figure 44). Dans les deux cas, cette distribution montre que les particules comprises entre 0,1 et 2,5 μm présentent en général les facteurs de pénétration P les plus élevés. Ce sont les particules qui vont le plus facilement être transportées de l'extérieur vers l'intérieur. Elles correspondent également à la gamme de particules présentant les constantes de dépôt les plus faibles et qui par conséquent restent le plus longtemps en suspension dans l'air (Lai, 2002).

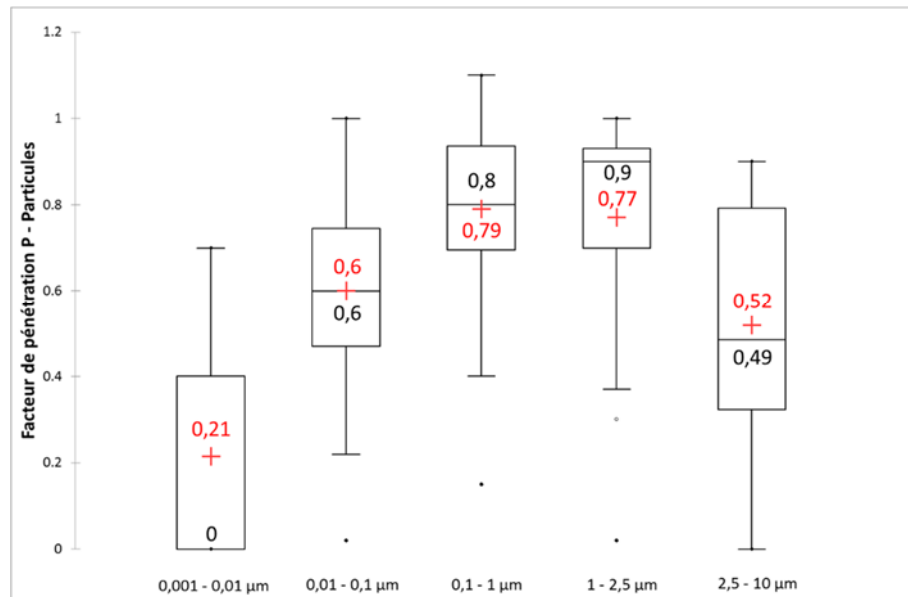


Figure 43 : Distribution du facteur de pénétration P par catégorie de taille

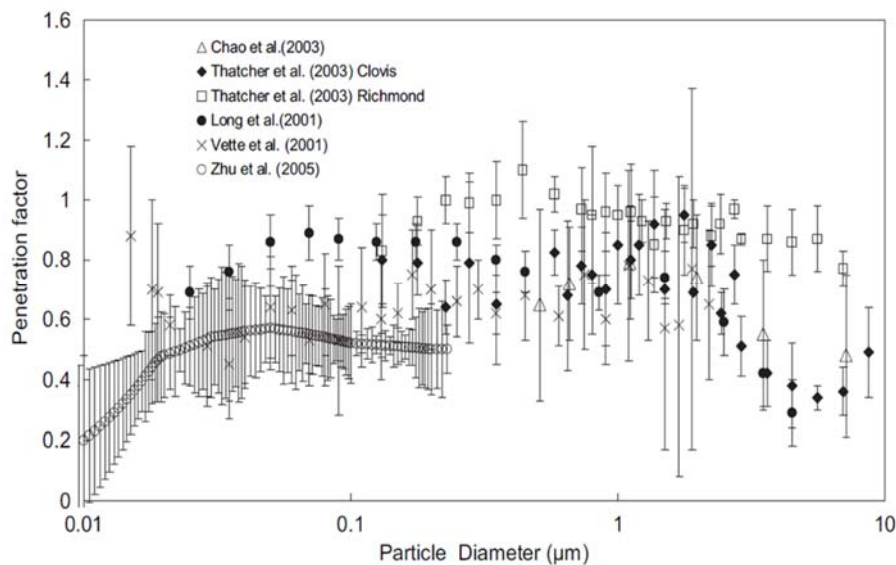


Figure 44 : Distribution du facteur de pénétration observé dans les bâtiments par gamme de taille dans l'article de revue de Chen & Zhao (2010)

Liu & Nazaroff (2001) proposent différentes équations pour modéliser le facteur de pénétration P au travers de l'enveloppe d'un bâtiment selon la taille des particules, la géométrie des fissures, et la différence de pression. Un exemple de relation du facteur de pénétration selon le diamètre des particules est illustré à la Figure 45 pour le cas simple d'une fissure droite de 3 cm de long à hauteur variable de 0,05 à 1 mm et pour trois différences de pression. Ils montrent ainsi en théorie qu'un simple trou de 1 mm de diamètre sur 3 cm de long est suffisant pour laisser passer la plupart des particules < 10 µm. A l'inverse, un trou de diamètre 0,05 mm bloque quasiment intégralement la pénétration des particules.

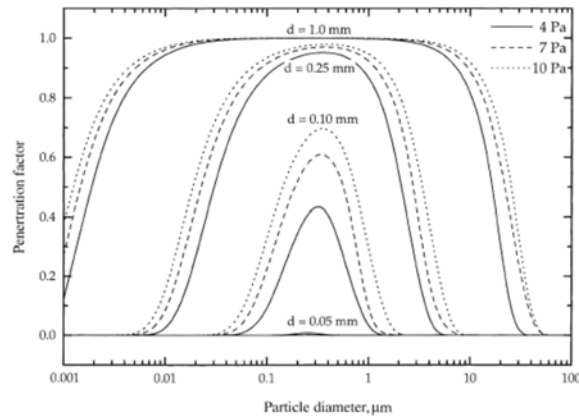


Figure 45 : Facteur de pénétration P selon différents diamètres de particules, hauteurs de fissure d et différences de pression pour une fissure traversante droite de 3 cm de long (Liu & Nazaroff, 2001)

Stephens & Siegel (2012) ont cherché à relier le facteur de pénétration des particules (0,02 – 1 μm) avec les caractéristiques de 18 maisons individuelles typiques du Texas notamment aux données associées à la perméabilité de l'enveloppe. Ils identifient notamment une relation positive avec le coefficient de perméabilité obtenu à partir de tests d'infiltrométrie, avec la surface équivalente de trous de l'enveloppe, le renouvellement d'air par infiltration sous 50 Pa, ainsi que la superficie de fuite normalisée. Ces 4 paramètres déterminés par test d'infiltrométrie sont fortement associés à l'âge du logement (Figure 46).

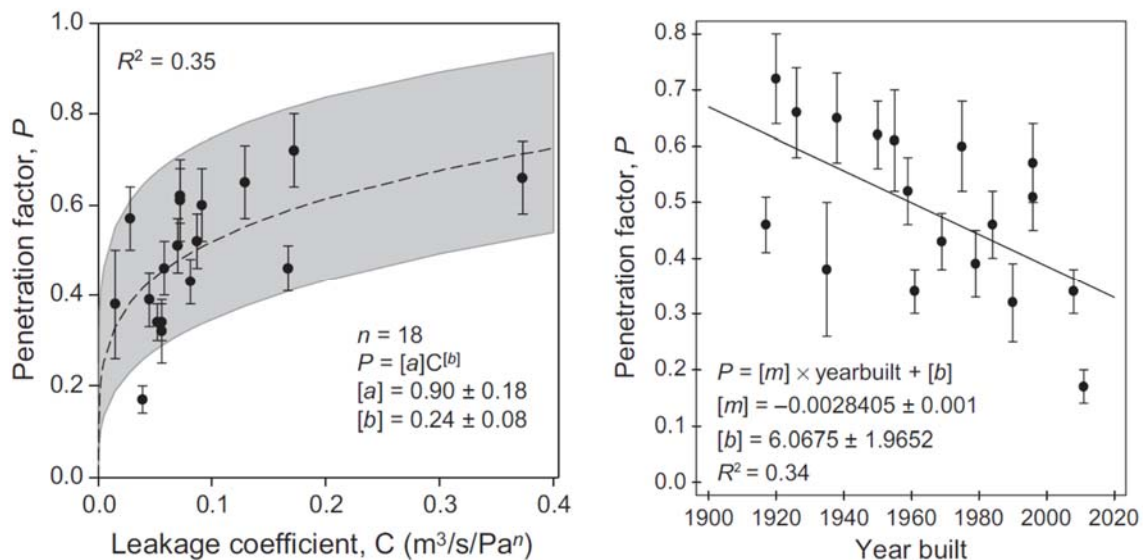


Figure 46 : Relation entre le facteur de pénétration P et le coefficient de perméabilité C ainsi qu'avec l'année de construction dans 18 maisons individuelles texanes (Stephens & Siegel, 2012)

L'étude numérique réalisée par Riley et al. (2002) a simulé les concentrations de particules dans 2 bureaux et un logement en ventilation mécanique équipés de filtres à efficacité variable. Le facteur de pénétration P des particules associé au passage de l'air au travers des filtres, donc ne prenant pas en compte les infiltrations, peut être déduit de l'efficacité des filtres (EF) considérée pour chaque taille de particule ($P = 1 - EF$). Les auteurs montrent que l'efficacité des filtres est minimale ($\leq 10\%$) pour des particules de taille comprises entre 0,03 et 1 μm . Leur facteur de pénétration P est donc supérieur à 90 % en ne tenant pas compte de possibles infiltrations.

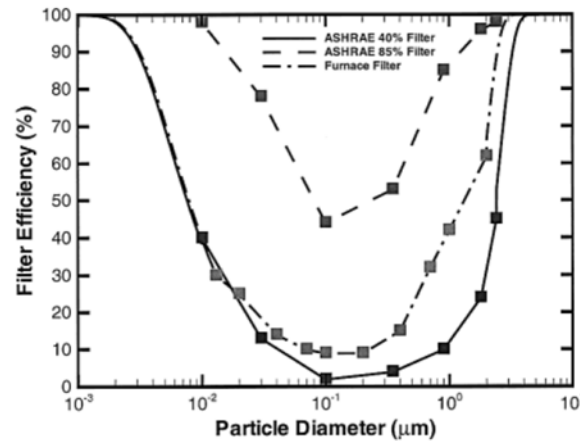


Figure 47 : Efficacité de 3 filtres types utilisés dans un logement (furnace filter) ou dans un bureau (ASHRAE 40% ou 85%) selon le diamètre des particules (Riley et al., 2012).

Rim et al. (2010) ont observé une variation du facteur de pénétration des particules ultrafines (0,005 à 0,1 µm) avec l'ouverture des fenêtres dans une maison test avec recirculation d'air au travers un filtre simple. Le facteur de pénétration P se situe entre 0,6 et 0,8 lorsqu'une fenêtre est ouverte quel que soit le diamètre des particules ultrafines et au maximum de 0,5 lorsque les fenêtres sont maintenues fermées. La recirculation d'air permettait d'homogénéiser le volume et de diminuer les incertitudes d'estimation des paramètres. Les périodes de mesures correspondant aux deux situations d'ouverture de fenêtres étaient espacées dans le temps : octobre (fenêtres ouvertes) et avril (fenêtres fermées). Les variations observées pourraient également être en partie associées à cet écart.

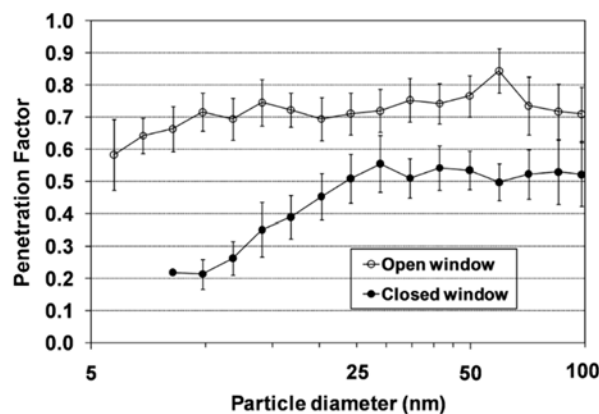


Figure 48 : Facteur de pénétration P selon la taille des particules ultrafines et l'ouverture d'une fenêtre sur 7,5 cm dans une maison test avec recirculation d'air et filtration dans le Maryland aux Etats-Unis (Rim et al., 2010)

Thatcher et al. (2003) observent dans deux maisons californiennes des différences dans le facteur de pénétration P selon l'utilisation de compteurs optiques (OPC) ou de granulomètres aérodynamiques (APS). Ces différences s'observent dans la zone de recoupement des deux instruments entre 0,6 et 3 µm.

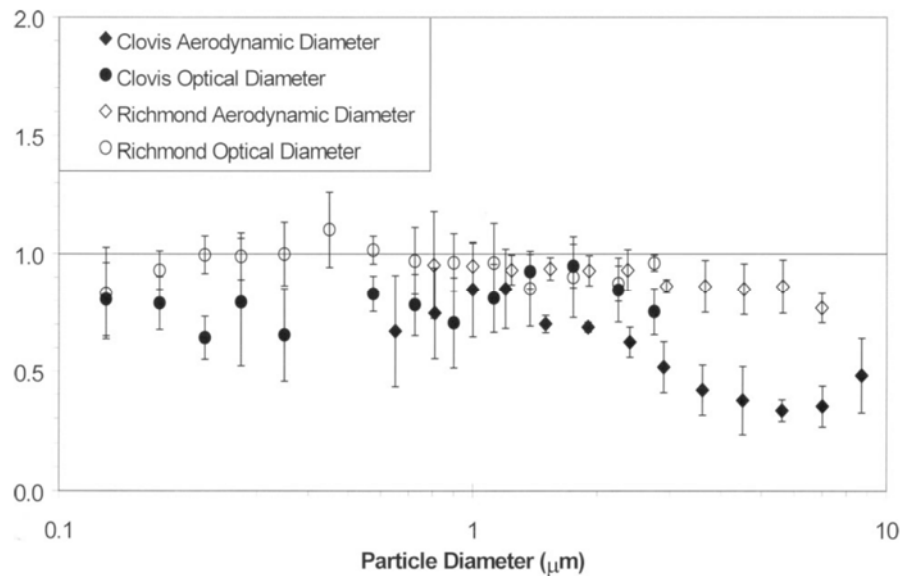


Figure 49 : Facteur de pénétration P déterminé dans 2 maisons de Richmond et Clovis en Californie suivant la nature du diamètre des particules considérées (optique ou aérodynamique) (Thatcher et al., 2003).

5.10.6.2 Facteur d'infiltration F (PN)

Le facteur d'infiltration F pour les particules mesurées en nombre est disponible dans 10 études totalisant 100 occurrences couvrant les périodes 1996 à 2015. Aucune donnée n'a été identifiée pour la France.

En catégorisant les plages de diamètre testées dans les études en 5 catégories, une distribution du facteur d'infiltration selon la taille a pu être établie comprenant toutes les situations rencontrées d'occupation et d'ouverture de fenêtres (Figure 50). La grande majorité des données disponibles couvrent la gamme 0,01 à 0,1 μm (66 occurrences) représentant également les variations les plus importantes du facteur d'infiltration. Les quatre autres domaines de taille représentent chacun moins de 15 occurrences et sont représentés à titre indicatif. Les valeurs de F sont globalement plus faibles pour chaque catégorie que les valeurs du facteur de pénétration P correspondants. Ce qui met bien en évidence l'importance des pertes sur les surfaces intérieures dans l'infiltration des particules.

Les particules dans le domaine nanométrique ($< 0,01 \mu\text{m}$) présentent les facteurs d'infiltration les plus faibles, montrant bien que les particules qui ont réussi à passer la barrière de l'enveloppe se retrouvent très vite adsorbées aux surfaces. Et finalement, ce qui reste en suspension dans l'air ne représente qu'en moyenne 10 % des concentrations extérieures observées. L'essentiel de l'exposition des occupants dans ce domaine de taille sera associée aux sources intérieures.

Le facteur d'infiltration des particules ultrafines (0,01 à 0,1 μm) est beaucoup plus variable selon les conditions d'expérimentations notamment. Les plus grosses particules supérieures à 2,5 μm présentent par contre un facteur d'infiltration faible inférieur à 0,4.

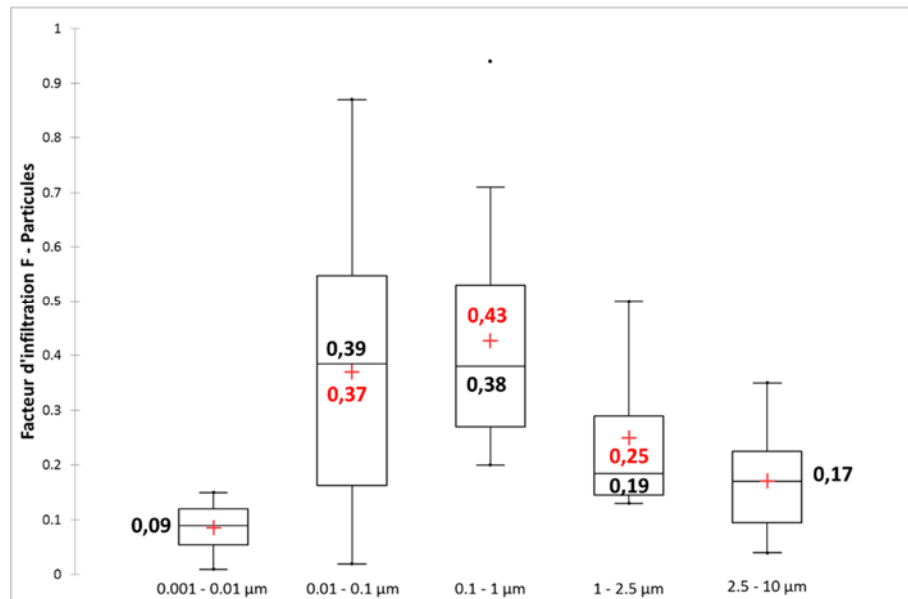


Figure 50 : Distribution du facteur d'infiltration F par catégorie de taille de particules.

Diapouli et al. (2013) dans sa revue de littérature comparent les facteurs de pénétration et d'infiltration pour les particules ultrafines et les fractions $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10} à partir de données moyennes de 10 et 16 occurrences respectives dans les études recensées par les auteurs. Un faible nombre de données concernant à la fois les particules ultrafines et la fraction PM_{10} a été utilisé par les auteurs, ne permettant pas une comparaison exhaustive. L'étude montre par contre la grande variabilité des facteurs de pénétration P et des facteurs d'infiltration F pour la fraction $\text{PM}_{2.5}$ selon les études englobant différentes méthodes de détermination, différentes caractéristiques constructives, conditions climatiques et composition chimique. Les auteurs mettent en avant l'utilisation de modèles dynamiques et de traceurs particuliers pour une détermination plus robuste du facteur de pénétration et d'infiltration.

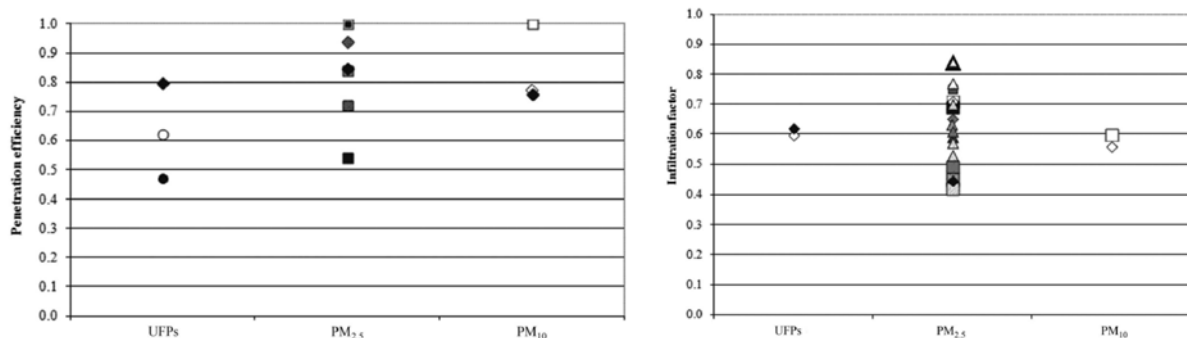


Figure 51 : Comparaison des facteurs de pénétration P et des facteurs d'infiltration entre les particules ultrafines (UFP) et les fractions massiques $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10} (Diapouli et al., 2013).

Sarnat et al. (2006) ont estimé le facteur d'infiltration à partir du ratio I/E nocturne des concentrations en nombre de particules dans 17 logements non-fumeurs à Los Angeles. Ils observent une diminution significative de F pour les particules $< 1 \mu\text{m}$ dans les logements où le taux de renouvellement d'air est le plus faible ($< 0,37 \text{ h}^{-1}$). Cette différence était moins prononcée pour les particules $\geq 1 \mu\text{m}$ (Figure 52). Les auteurs remarquent également une forte baisse du facteur d'infiltration pour les particules de 0,7 à 2 μm , lorsque leur contenu en nitrates est élevé. Ils en concluent que les nitrates sont préférentiellement associés à ce

domaine de taille et que leur volatilisation en intérieur est responsable de la chute du facteur d'infiltration.

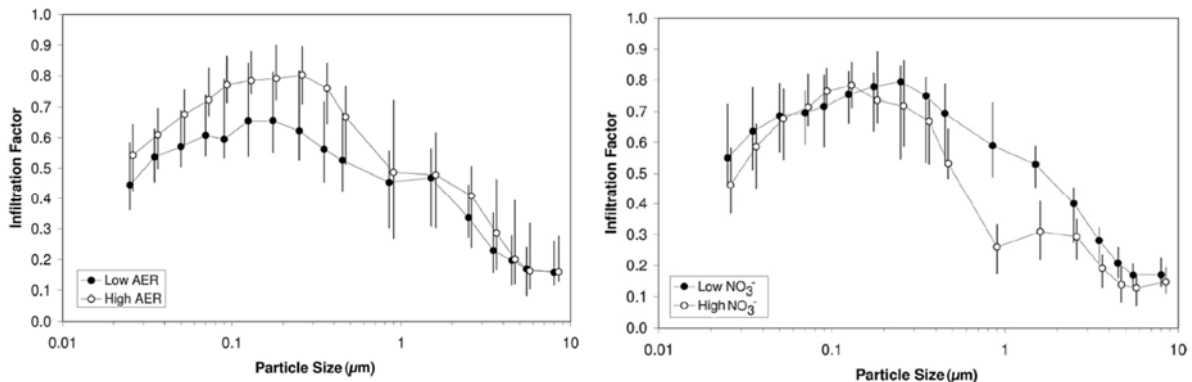


Figure 52 : Dépendance du facteur d'infiltration nocturne avec la taille des particules pour un taux de renouvellement nocturne faible ($< 0,37 \text{ h}^{-1}$) et élevé ($\geq 0,37 \text{ h}^{-1}$) dans 17 logements non-fumeurs à Los Angeles (Sarnat et al., 2006). A droite, dépendance de F selon la concentration médiane nocturne de nitrates ($< \text{ou} \geq 6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Rim et al. (2010) ont mis en évidence l'influence du taux de renouvellement d'air sur le facteur d'infiltration des particules ultrafines dans une maison test en situations de fenêtres fermées ou avec une fenêtre entrouverte (Figure 53). Les particules nanométriques sont peu impactées par la modification du taux de renouvellement d'air ou de l'ouverture de la fenêtre. Les particules de plus de 10 nm présentent un facteur d'infiltration qui augmente plus sensiblement avec le taux de renouvellement d'air. Et l'influence de l'ouverture de la fenêtre pour un même taux de renouvellement d'air commence à se faire sentir pour des particules supérieures à 20 nm. Les auteurs ont observé que les variations de F pour les particules ultrafines étaient expliquées à 80 % par le renouvellement d'air et le diamètre des particules.

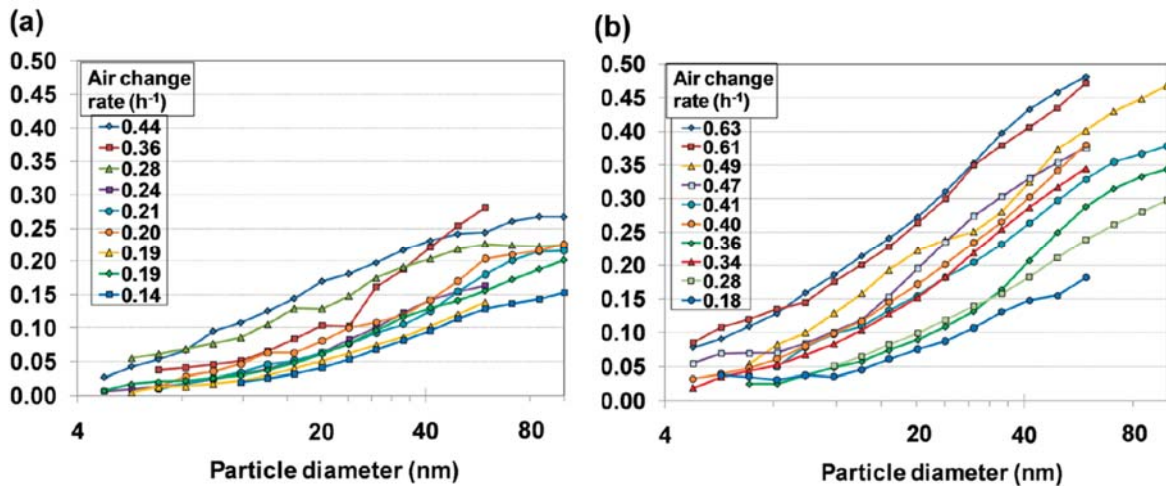


Figure 53 : Facteur d'infiltration F en fonction du diamètre des particules ultrafines pour a) des fenêtres fermées et b) une fenêtre ouverte sur 8-10 cm pour différents taux de renouvellement d'air (Rim et al., 2010). (80% de la variance de F expliquée par la taille des particules et le renouvellement de l'air)

El Orch et al. (2014) ont déterminé par simulations de Monte Carlo la distribution du facteur de pénétration P et du facteur d'infiltration F des particules comprises entre 0,001 et 10 μm pour l'ensemble du parc de logements aux Etats-Unis, en prenant en compte des hypothèses de distributions de présence de centrales de traitement d'air, de filtres et de fréquences

d'ouvertures de fenêtres scénarisées (Figure 54). Le facteur de pénétration P annuel moyen est compris entre 0,6 et 0,8 pour des particules comprises entre 0,3 et 3 μm . Le facteur d'infiltration F est maximal pour des particules comprises entre 0,1 et 1 μm (F médian autour de 0,3). Les auteurs concluent que le facteur d'infiltration dépend énormément des caractéristiques constructives et que F varie d'un facteur 20 à 100 entre les logements les moins protecteurs (99^{ème} centile du parc) par rapport aux logements plus protecteurs (1^{er} centile du parc). La constante de dépôt selon la taille des particules était le paramètre le plus influant expliquant 28 % à 42 % de F . Ces résultats sont difficilement transposables au parc de logements français, tant les pratiques d'ouverture de fenêtres et le type de système de ventilation/climatisation diffèrent.

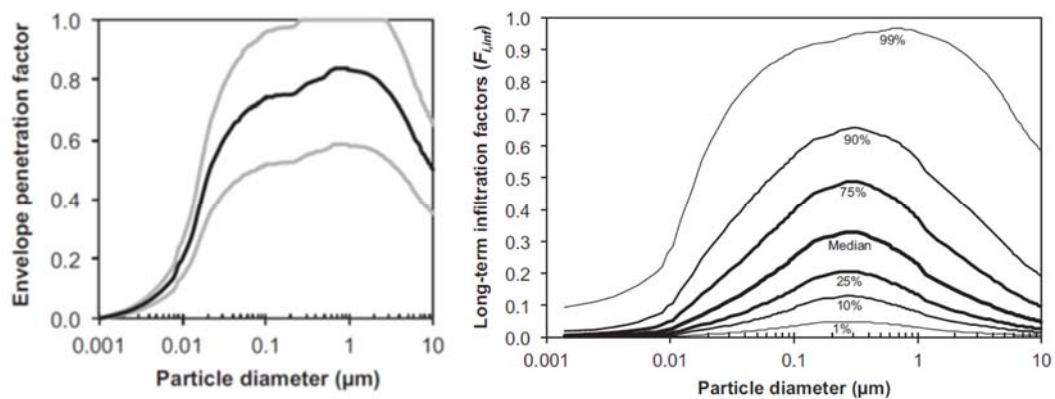


Figure 54 : Evolution du facteur de pénétration P (fenêtres fermées) et du facteur d'infiltration F en fonction du diamètre de particules obtenues par simulation du parc de maisons individuelles aux Etats-Unis. Le facteur F tient compte à la fois de l'infiltration et des pratiques d'ouverture des fenêtres (El Orch et al., 2014)

Kearney et al. (2014) ont déterminé le facteur d'infiltration F des particules ultrafines (0,02 à 1 μm) dans 50 logements d'Edmonton au Canada pendant 7 jours en été et en hiver. Les logements présentaient des caractéristiques variables de ventilation et de filtration d'air. Le facteur d'infiltration des particules ultrafines était déterminé par rapport à des mesures de stations de surveillance. Il était calculé quotidiennement en faisant le rapport des concentrations intérieures censurées des pics liés aux sources intérieures par rapport aux concentrations extérieures. Ils observent une différence significative entre l'hiver (F médian = 0,19) et l'été (F médian = 0,51). La source de variation de F était majoritairement propre à chaque logement (variance intra-logement de 53 % à 61 % en hiver). La vitesse du vent était le seul facteur identifié affectant le facteur d'infiltration des particules ultrafines en hiver. En été, la vitesse du vent et le nombre de fenêtres ouvertes étaient associées à une augmentation de F , tandis que l'utilisation d'un épurateur d'air le diminuait.

La composition des particules peut affecter le facteur d'infiltration. En effet, lorsque la composition des particules en sulfates ou carbone élémentaire est importante, on peut s'attendre à des facteurs d'infiltration plus élevés par rapport à des particules plus chargées en nitrates et carbone organique, sujets à volatilisation dans l'environnement intérieur (Hoek et al., 2013).

De manière générale, les facteurs qui vont affecter le facteur de pénétration P vont également influencer à des degrés variés sur le facteur d'infiltration F , P entrant dans le calcul de F . La modification de P ne se répercute pas de manière linéaire sur F , étant donné que les facteurs

en cause peuvent également modifier le taux de renouvellement d'air et la constante de dépôt qui déterminent également par ailleurs le facteur d'infiltration F .

Selon la taille des particules, les paramètres d'influence identifiés pour le transfert int/ext des fractions $PM_{2,5}$ et PM_{10} peuvent également s'appliquer sur d'autres indicateurs particuliers.

Six études (207 occurrences) documentent les ratios int/ext de particules selon différentes gammes de taille. La distribution des ratios int/ext moyens par catégorie de taille est présentée à la Figure 55. Les ratios int/ext sont quasi-systématiquement supérieurs à 1 pour les particules supérieures à $1\ \mu m$, mettant ainsi en évidence des apports intérieurs non négligeables en particulier pour les plus grosses particules. La distribution des ratios int/ext médians suit la même logique avec des apports intérieurs plutôt associés aux particules supérieures à $2,5\ \mu m$.

Les ratios int/ext des particules ultrafines submicroniques sont comparativement plus élevés que les facteurs d'infiltration moyens qui leur sont associés. Malgré le fait que ces ratios soient en majorité inférieurs à 1, des apports internes par remise en suspension ne sont pas à exclure. Cela met en avant le fait que pour les particules, le ratio int/ext n'est pas un bon indicateur du transfert.

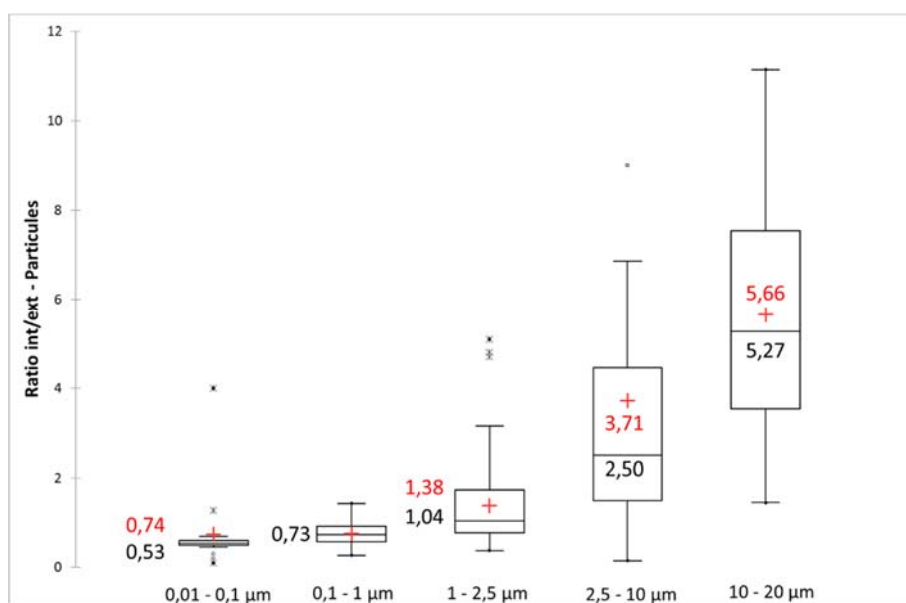


Figure 55 : Distribution des ratios int/ext observés par catégorie de diamètre de particules

Dans leur étude menée sur 8 écoles à La Rochelle, Blondeau et al. (2005) ont déterminé les ratios int/ext de différentes tailles de particules à l'aide de compteurs optiques en été et en hiver (Figure 56). Ils observent durant les périodes d'inoccupation, que le ratio int/ext reste en général inférieur ou égale à 1 pour les particules $< 2\ \mu m$ sans variation manifeste de la saison. Par contre, pour les plus grosses particules, le ratio int/ext est beaucoup plus variable. Les auteurs n'ont pas mis en évidence de relation avec la perméabilité de l'enveloppe caractérisée par ailleurs ou la proportion de temps durant laquelle les fenêtres étaient ouvertes. Leur étude met par contre clairement en évidence l'influence la remise en suspension des plus grosses particules en présence des enfants.

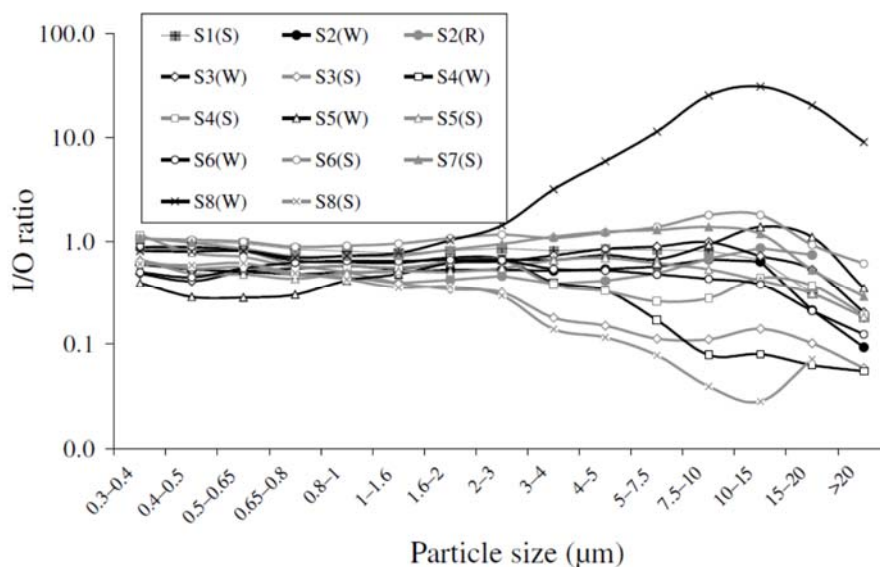


Figure 56 : Ratio int/ext des particules selon leur taille dans 8 écoles de La Rochelle en été (S) et en hiver (W) durant les périodes d'inoccupation (Blondeau et al., 2005 ; Poupard et al., 2005). (R : école réhabilitée).

Durant le suivi pluriannuel de la concentration en particules dans un bureau paysager en Seine et Marne de 2013 à 2015 ventilé par extraction mécanique, Ramalho et al. (2016) ont observé l'influence croisée de l'occupation et de l'ouverture des fenêtres sur le ratio int/ext moyen hebdomadaire des particules. Les auteurs observent que l'ouverture des fenêtres augmente légèrement le ratio int/ext des fines particules (0,3 – 0,4 µm) en période d'occupation ou d'inoccupation. Le ratio int/ext reste néanmoins inférieur ou égal à 1. Le transfert des plus grosses particules (10 – 15 µm) est également favorisé par l'ouverture des fenêtres mais de manière différente suivant l'occupation du bureau. En effet, l'occupation est le paramètre qui impacte le plus les concentrations intérieures des grosses particules. Cette influence tend à disparaître avec le nombre de fenêtres ouvertes. Néanmoins, le ratio int/ext reste systématiquement supérieur à 1 mettant vraisemblablement en évidence une remise en suspension aéraulique qui prend le pas sur une remise en suspension associée à la présence des occupants.

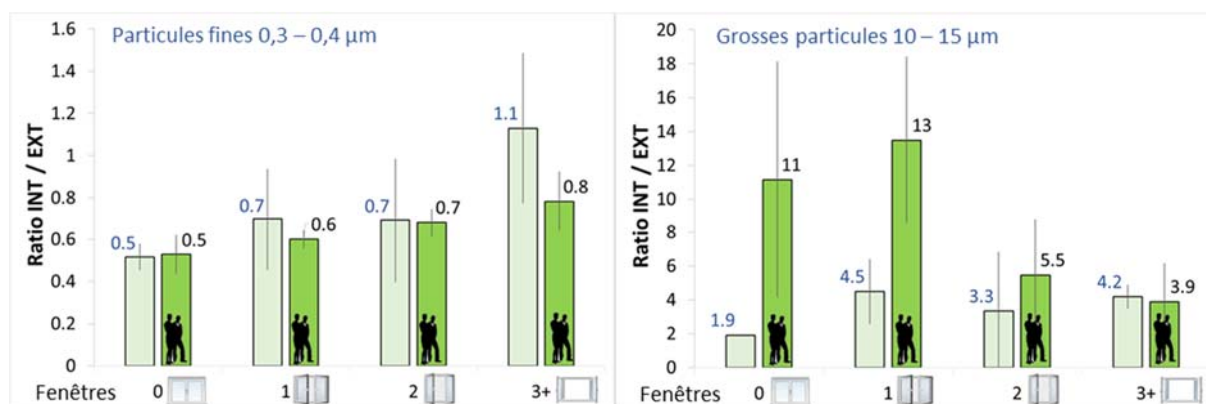


Figure 57 : Effet croisé de l'occupation et de l'ouverture des fenêtres sur le ratio int/ext moyen hebdomadaire des particules fines (0,3-0,4 µm) et des grosses particules (10-15 µm) dans un bureau paysager en Seine-et-Marne (Ramalho et al., 2016).

Ginestet et al. (2015) ont déterminé l'efficacité de différents filtres à particules (de G4 à F9 selon la terminologie NF EN 779 (2012)) en absence et en présence d'occupants dans une salle d'école maternelle en zone rurale à proximité de Lyon. L'école était ventilée mécaniquement par un système double flux avec un filtre variable sur la prise d'air neuf. Le débit d'air neuf délivré par le système était fonction du nombre d'occupants dans la pièce. L'effet croisé de la filtration et de l'occupation sur le ratio int/ext de particules est présenté à la Figure 58. En période d'inoccupation, le ratio int/ext varie suivant le filtre utilisé et le diamètre des particules. Plus le filtre est efficace, plus le ratio int/ext diminue, car le facteur de pénétration P et de ce fait le facteur d'infiltration F_{inf} diminuent. Dès lors que les occupants sont présents, la remise en suspension engendrée l'emporte sur l'efficacité de la filtration. Cette étude originale mériterait d'être complétée par l'étude de l'efficacité de système d'épuration d'air dans le volume ou par filtration de l'air recyclé, en ciblant l'évaluation des effets sur les paramètres propres au transfert in/ext, le facteur de pénétration et le facteur d'infiltration.

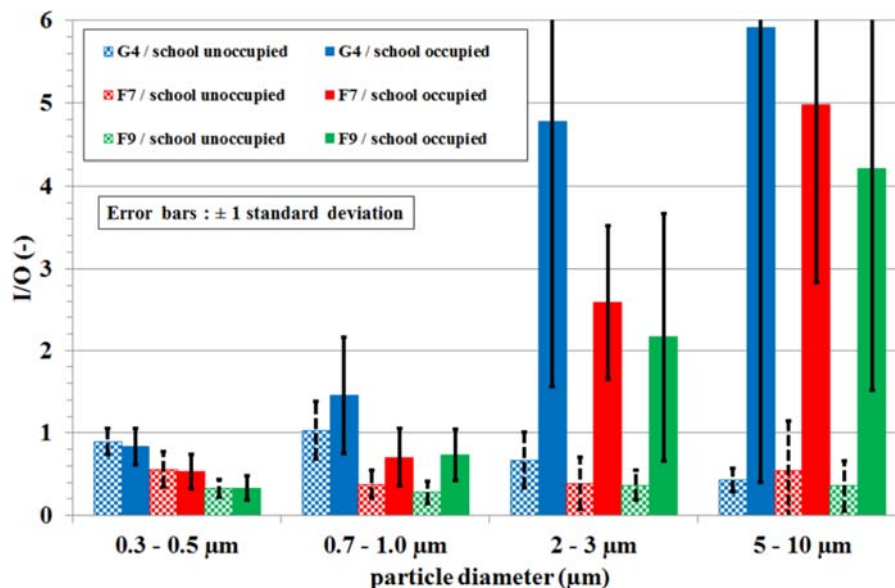


Figure 58 : Effet croisé de la filtration et de l'occupation dans une école maternelle rurale ventilée par un système double flux près de Lyon (Ginestet et al., 2015)

5.10.7 Références identifiées pour le transfert int/ext des particules

Abt E., S.H.H., Catalano P., Koutrakis P. (2000), Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Sources to Indoor Concentrations, *Environmental Science and Technology*, 34, 3579-3587

Allen R., Larson, T., Sheppard, L., Wallace, L., Liu, L.J.S. (2003), Use of real-time light scattering data to estimate the contribution of infiltrated and indoor-generated particles to indoor air., *Environmental Science & Technology*, 37(16), 3484-3492

Alves, C. A., et al. (2014), Indoor/Outdoor relationships between PM10 and associated organic compounds in a primary school, *Aerosol Air Qual. Res.*, 14, 86-98

Arhami, M., et al. (2009), Associations between personal, indoor, and residential outdoor pollutant concentrations: implications for exposure assessment to size-fractionated particulate matter, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59, 392-404

Blondeau, P., et al. (2005), Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools, *Indoor Air*, 15, 2-12

- Braniš, M. and Šafránek, J. (2011), Characterization of coarse particulate matter in school gyms, *Environmental Research*, 111, 485-491
- Braniš, M., et al. (2011), Indoor and outdoor sources of size-resolved mass concentration of particulate matter in a school gym—implications for exposure of exercising children, *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 598-609
- Chen, C. and Zhao, B. (2011), Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor, *Atmospheric Environment*, 45, 275-288
- Cyrus J., P., M., Bischof, W., Wichmann, H.E., Heinrich, J. (2004), Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 14(4), 275-283
- El Orch, Z., et al. (2014), Predictions and determinants of size-resolved particle infiltration factors in single-family homes in the US, *Building and Environment*, 74, 106-118
- Fujita, E. M., et al. (2014), Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 64, 743-758
- Ginestet A, Pugnet D, Robitu M (2015), How the filtration of the incoming air decreases the particle concentration within a school equipped with a balanced ventilation system, 36th AIVC Conference, 23 – 24 September 2015, Madrid, Spain, , 8 p.
- Götschi, T., et al. (2002), Comparison of black smoke and PM_{2.5} levels in indoor and outdoor environments of four European cities, *Environmental Science & Technology*, 36, 1191-1197
- Grimaldi (1992), Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille., *Pollution Atmosphérique*, 133, 43-53
- Guo, H., et al. (2008), Impact of ventilation scenario on air exchange rates and on indoor particle number concentrations in an air-conditioned classroom, *Atmospheric Environment*, 42, 757-768
- Guo, H., et al. (2010), Characterization of particle number concentrations and PM_{2.5} in a school: influence of outdoor air pollution on indoor air, *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1268-1278
- Habre, R., et al. (2014), The effects of PM_{2.5} and its components from indoor and outdoor sources on cough and wheeze symptoms in asthmatic children, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 24, 380-387
- Hänninen, O. O., et al. (2004), Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities, *Atmospheric Environment*, 38, 6411-6423
- Hänninen, O., et al. (2011), Seasonal patterns of outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4, 221-233
- Harper, F. T., et al. (2007), Realistic radiological dispersal device hazard boundaries and ramifications for early consequence management decisions, *Health Physics*, 93, 01-16
- Héroux, M.-E., et al. (2010), Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3080-3099
- Hochstetler, H. A., et al. (2011), Aerosol particles generated by diesel-powered school buses at urban schools as a source of children's exposure, *Atmospheric Environment*, 45, 1444-1453
- Hubbard, H. F., et al. (2005), Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings, *Indoor Air*, 15, 432-444
- Jung, K. H., et al. (2010), Effects of heating season on residential indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and particulate matter in an urban birth cohort, *Atmospheric Environment*, 44, 4545-4552
- Kado, N. Y., et al. (1994), Indoor-outdoor concentrations and correlations of PM₁₀-associated mutagenic activity in nonsmokers' and asthmatics' homes, *Environmental Science & Technology*, 28, 1073-1078

- Kearney, J., Wallace, L., MacNeill, M., Héroux, M.-E., Kindzierski, W., Wheeler, A. (2014), Residential infiltration of fine and ultrafine particles in Edmonton, *Atmospheric Environment*, 94(Supplement C), 793-805
- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP (2002), Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, *Proc. Indoor Air 2002*, , 164-169
- Lai, A.C.K., 2002. Particle deposition indoors: a review. *Indoor Air* 12(4) 211-214.
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. (1993), Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris, *Proc Healthy Buildings 1993*, Vol. 3, 23-28
- Levy J. I., D.T., Spengler J. D. (2002), Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12(2), 104-114
- Long C.M., S.H., Catalano P.J., Koutrakis P. (2001), Using Time- and Size-Resolved Particulate Data to Quantify Indoor Penetration and Deposition Behavior., *Environmental Science & Technology*, 35, 2089-2099
- Loupa, G., et al. (2016), Indoor/outdoor PM_{2.5} elemental composition and organic fraction medications, in a Greek hospital, *The Science of the Total Environment*, 550, 727-735
- Madureira, J., et al. (2012), Levels and indoor-outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75, 1423-1436
- Majestic, B. J., et al. (2012), Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA, *The Science of the Total Environment*, 435-436, 253-261
- Polidori, A., et al. (2007), Indoor/Outdoor relationships, trends, and carbonaceous content of fine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin, *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 57, 366-379
- Poupard, O., et al. (2005), Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools, *Atmospheric Environment*, 39, 2071-2080
- Ramalho et al. (2016), TRIBU: Suivi dynamique en Temps Réel de la QAI dans un environnement de bureaux - Contribution des sources et Modèle prévisionnel, rapport final, PRIMEQUAL,
- Reche, C., et al. (2014), Outdoor and indoor UFP in primary schools across Barcelona, *Science of the Total Environment*, 493, 943-953
- Riley, W. J., et al. (2002), Indoor particulate matter of outdoor origin: importance of size-dependent removal mechanisms, *Environmental Science & Technology*, 36, 200-207
- Rim, D., Wallace, L., Persily, A. (2010), Infiltration of Outdoor Ultrafine Particles into a Test House, *Environmental Science & Technology*, 44, 5908-5913
- Sangiorgi, G., et al. (2013), Indoor airborne particle sources and semi-volatile partitioning effect of outdoor fine PM in offices, *Atmospheric Environment*, 65, 205-214
- Spengler, J. D., et al. (1981), Long-term measurements of respirable sulfates and particles inside and outside homes, *Atmospheric Environment* (1967), 15, 23-30
- Stephens, B. and Siegel, J. A. (2012), Penetration of ambient submicron particles into single-family residences and associations with building characteristics, *Indoor Air*, 22, 501-513
- Thatcher T.L., L., M. M., Revzan, K.L., Sextro, R.G., Brown, N.J. (2003), A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. , *Aerosol Science & Technology*, 37, 847-864

- Tran, D. T., et al. (2012), Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms, *Atmospheric Environment*, 54, 250-259
- Tran, D.T., Alleman, L.Y., Coddeville, P., Galloo, J.-C., 2014. Indoor–outdoor behavior and sources of size-resolved airborne particles in French classrooms. *Building and Environment*, 81, 183-191.
- Tran, D. T., et al. (2015), Indoor particle dynamics in schools: Determination of air exchange rate, size-resolved particle deposition rate and penetration factor in real-life conditions, *Indoor and Built Environment*, 1-16.
- Traynor, G. W., et al. (1982), Technique for determining pollutant emissions from a gas-fired range, *Atmospheric Environment* (1967), 16, 2979-2987
- Wallace, L. and Ott, W. (2011), Personal exposure to ultrafine particles, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 21, 20-30
- Wheeler, A. J., et al. (2011), Residential indoor and outdoor coarse particles and associated endotoxin exposures, *Atmospheric Environment*, 45, 7064-7071
- Zhang, Q. and Zhu, Y. (2012), Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas, *Indoor Air*, 22, 33-42
- Zhao, H. and Stephens, B. (2017), Using portable particle sizing instrumentation to rapidly measure the penetration of fine and ultrafine particles in unoccupied residences, *Indoor Air*, 27, 218-229

5.11 Benzo(a)pyrène

Vingt-quatre études internationales (172 occurrences) documentent les niveaux intérieurs et extérieurs de benzo(a)pyrène (BaP), un hydrocarbure aromatique polycyclique préférentiellement associé à la phase particulaire. A partir de ces éléments, cinq occurrences sont associées au facteur d'infiltration F du BaP dans l'air (phase gazeuse et particulaire) et en phase particulaire (fraction PM_{10}). Le ratio int/ext est renseigné 18 fois. Il est obtenu à partir de mesures dans l'air (12 occurrences), en phase particulaire seule associé à la fraction $PM_{2.5}$ (5 occurrences) ou à une autre fraction (1 occurrence). Toutes les autres données concernent les niveaux intérieurs et extérieurs.

5.11.1 Facteur d'infiltration F du benzo(a)pyrène

Le facteur d'infiltration F a été estimé par Sheldon et al. (1993) dans 280 logements californiens en hiver à partir de mesures dans l'air du BaP (phases gazeuse et particulaire). Les auteurs emploient le terme de facteur de pénétration, mais il s'agit bien d'un facteur d'infiltration. F a été déterminé à partir d'une régression multiple de la concentration intérieure journalière incluant la concentration extérieure et des termes associés à des sources intérieures de combustion. Le facteur d'infiltration F est de $0,54 \pm 0,03$ en moyenne dans les 280 logements. Il est voisin du ratio int/ext observé dans les 53 logements sans aucune source de combustion ni fumeurs (médiane de 0,59). Ce sont ces derniers qui contribuent le plus aux ratios int/ext les plus élevés.

Sanderson et al. (2004) ont déterminé le facteur d'infiltration du BaP dans l'air par régressions des mesures intérieures en fonction de l'extérieur dans 9 logements (majoritairement des maisons) de Beauharnois (Canada), chauffées exclusivement par moyens électriques. Les logements étaient situés à proximité d'une fonderie d'aluminium. Les concentrations intérieures obtenues étaient relativement basses (médiane de $0,07 \text{ ng/m}^3$) du fait de vents non contraires, malgré la proximité de la fonderie. Le facteur d'infiltration obtenu était de 0,49, pour un ratio int/ext observé sur l'ensemble des 12 logements de 0,59 en moyenne.

A Krakow en Pologne, Choi & Spengler (2014) ont déterminé un facteur d'infiltration du BaP dans l'air de $0,72 \pm 0,14$ en été et de $0,45 \pm 0,13$ en hiver dans 13 logements situés à proximité d'une centrale à charbon. Les mesures sur 48 heures couvraient la phase gazeuse et la phase particulaire (fraction $PM_{2.5}$). Le ratio int/ext du chrysène était utilisé comme indicateur du facteur d'infiltration des autres HAPs lourds comme le BaP. Le ratio int/ext du BaP déterminé sur l'ensemble des 75 logements de l'étude se situait en moyenne à $0,71 \pm 0,29$ sur l'ensemble des saisons.

A Berlin, Fromme et al. (2004) ont déterminé par régression des concentrations particulières (fraction $< 7,1 \mu\text{m}$) intérieures et extérieures, le facteur d'infiltration du BaP dans des logements non-fumeurs sur deux saisons. Il est estimé à 0,81.

A partir des 4 études dans l'air, on peut estimer une valeur moyenne du facteur d'infiltration F du BaP dans l'air de 0,55. En phase particulaire, une valeur de F de 0,81 est disponible.

5.11.2 Ratio int/ext du benzo(a)pyrène

Les ratios int/ext disponibles à partir des mesures dans l'air (gaz + particules) et en phase particulaire seule sont présentés au Tableau 50. Dans l'air, les valeurs fournies sont des médianes de ratios et correspondent en grande majorité aux données fournies par Sheldon et al. (1993) pour différentes sources de combustion présentes dans les logements. En phase particulaire, les valeurs sont des ratios moyens issus principalement de l'étude de Romagnoli et al. (2016) dans différents bâtiments de Rome en période de chauffe. La phase particulaire collectée pour la recherche du BaP était la fraction PM_{2.5}. La valeur de ratio int/ext la plus faible observée de $0,71 \pm 0,13$ correspond à un appartement romain sans fumeurs. Un ratio int/ext de $0,78 \pm 0,13$ a été observé dans une école romaine dans les mêmes conditions. Une mesure de ratio int/ext journalier de BaP associé à la fraction PM₁₀ dans 29 logements de Huddersfield (Angleterre, Kingham et al., 2000) donne en moyenne $0,6 \pm 0,85$ (médiane de 0,27).

Tableau 50 : Ratio int/ext du benzo(a)pyrène dans l'air ou en phase particulaire seule

	Ratio int/ext BaP (-)	
	I/E médian	I/E moyen
	Air	Phase particulaire
Médiane	0.73	0.90
Moyenne	0.85	1.23
Ecart-type	0.44	0.75
Min	0.38	0.6
Max	1.9	2.5
N	12	6

5.11.3 Concentrations intérieures et extérieures de benzo(a)pyrène

Les niveaux de concentrations intérieures et extérieures de BaP dans l'air et en phase particulaire sont présentés au Tableau 51. Les concentrations intérieures restent globalement inférieures à celles extérieures. Le rapport des concentrations médianes est de 0,9 dans l'air et de 0,7 en phase particulaire. Le rapport des concentrations moyennes varie quant à lui entre 1 et 2,6. Ce dernier souligne l'influence des sources intérieures de BaP. Plus de 71 % des concentrations particulières de BaP ont été observées sur la fraction PM_{2.5}, 18 % sur l'ensemble des particules collectées (TSP), 7 % sur la fraction PM₁₀, et 4 % sur une fraction PM_{7.1}.

Tableau 51 : Niveaux de concentrations de benzo(a)pyrène (ng/m³) observés à l'intérieur et à l'extérieur

	Extérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy air		7	0.05	1.20	0.17	0.39	0.44
Moy particulaire		43	0.03	35.4	0.21	1.87	5.73
	Intérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy air		16	0.00	10.5	0.15	1.04	2.71
Moy particulaire		44	0.02	91.5	0.14	3.47	14.6

5.11.4 Facteurs influençant le transfert int/ext du benzo(a)pyrène

Le BaP de par sa pression de vapeur est majoritairement associé à la phase particulaire, aussi l'ensemble des facteurs identifiés ayant un impact sur le transfert int/ext des particules va également affecter le transport du BaP de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments.

Les paramètres de transfert présentent un léger écart selon que les mesures prennent en compte ou non les deux phases. Cette différence reste à conforter par plus de données avant de chercher les raisons d'un possible désaccord.

L'association du BaP avec préférentiellement certaines tailles de particules est également un facteur à prendre en compte. Malheureusement, les données disponibles sont trop peu nombreuses pour chercher à voir une influence de la taille des particules sur le transfert int/ext du BaP.

Lors du suivi d'une cohorte de plus de 300 enfants habitants New York, Jung et al. (2010) trouvent des différences saisonnières significatives pour les HAP semi-volatiles (ratio int/ext supérieur à 1 et plus élevé en période de chauffe) ou non-volatiles (ratio int/ext inférieur à 1 et plus faible en période de chauffe), mais pas pour le BaP. Ce dernier, déterminé exclusivement sur la fraction PM_{2.5}, présente des ratios int/ext légèrement supérieurs à 1 sur les deux saisons. Une explication possible de ces différences serait que durant la période hors-chauffe les réactions photochimiques/chimiques atmosphériques convertissent les HAPs non-volatils en HAP oxygéné/nitré à l'extérieur. Cette hypothèse est soutenue par une anti-corrélation entre les niveaux extérieurs de HAPs non-volatils (dont le BaP) et la concentration d'ozone. Par contre, pour les HAPs semi-volatiles cette anti-corrélation n'est pas observée. De plus, l'augmentation de température en période hors-chauffe favorise la volatilisation de ces HAPs depuis les surfaces (route goudronnée, sol, végétation, produits pétroliers, etc.). En hiver, les HAPs moins volatils que le BaP se redistribuent sur les surfaces en pénétrant dans l'environnement intérieur plus chaud. Ce qui provoque une baisse du ratio int/ext de ces HAPs. Ce n'est pas le cas du BaP. Pour ce dernier, une perte par dégradation chimique sur le filtre ou la mousse de polyuréthane lors de la collecte sur 15 jours, n'est pas à exclure notamment sur le point de mesure extérieur.

5.11.5 Références identifiées pour le transfert int/ext du benzo(a)pyrène

Alves, C. A., et al. (2014), Indoor/Outdoor relationships between PM₁₀ and associated organic compounds in a primary school, *Aerosol Air Qual. Res.*, 14, 86-98

Choi, H. and Spengler, J. (2014), Source attribution of personal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbon mixture using concurrent personal, indoor, and outdoor measurements, *Environment International*, 63, 173-181

Delgado-Saborit, J. M., et al. (2011), Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards, *Environment International*, 37, 383-392

Fromme, H., et al. (2004), Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area, *The Science of the Total Environment*, 326, 143-149

Golly, B., et al. (2015), Large chemical characterisation of PM₁₀ emitted from graphite material production: Application in source apportionment, *The Science of the Total Environment*, 538, 634-643

- Jung, K. H., et al. (2010), Effects of heating season on residential indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and particulate matter in an urban birth cohort, *Atmospheric Environment*, 44, 4545-4552
- Kingham S., B.D., Elliott P., Fischer P., Lebre E. (2000), Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England., *Atmospheric Environment*, 34(6), 905-916
- Leroyer, A., et al. (2010), 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations, *The Science of the Total Environment*, 408, 1166-1173
- Minguillón, M. C., et al. (2012), Source apportionment of indoor, outdoor and personal PM 2.5 exposure of pregnant women in Barcelona, Spain, *Atmospheric Environment*, 59, 426-436
- Moreau-Guigon, E., et al. (2016), Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air, *Atmospheric Environment*, 147, 423-433
- Naumova, Y.Y., Eisenreich, S.J., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Colome, S.D., Totten, L.A., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Shendell, D., Jones, J., Maberti, S., Wall, S.J. (2002), Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Indoor and Outdoor Air of Three Cities in the U.S., *Environmental Science & Technology*, 36, 2552-2559
- Romagnoli, P., et al. (2014), Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy, *Atmospheric Environment*, 92, 51-59
- Romagnoli, P., et al. (2016), Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy, *Environmental Science and Pollution Research International*, 23, 3503-3516
- Rudel, R. A., et al. (2010), Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two Northern California communities, *Environmental Science & Technology*, 44, 6583-6590
- Sanderson, E. G. and Farant, J. P. (2004), Indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons in residences surrounding a Söderberg aluminum smelter in Canada, *Environmental Science & Technology*, 38, 5350-5356
- Sheldon L, Clayton A, Perritt R, Whitaker DA, Keever J (1993), Indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in California residences and their relationship to combustion source use, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 29-34
- Sheldon L, Whitaker D, Keever J, Clayton A, Perritt R (1993), Phthalates and PAHs in indoor and outdoor air in a southern California community, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 257-262

5.12 Métaux lourds

Vingt et une études (325 occurrences) ont été identifiées avec des données relatives au transfert intérieur/extérieur des métaux jugés prioritaires (cadmium, arsenic, plomb et nickel). Aucune donnée n'a été identifiée sur le transfert de mercure (Hg) de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments.

Les données relatives au transfert intérieur/extérieur de l'arsenic associé à la phase particulaire sont disponibles dans 9 études (58 occurrences), deux d'entre elles comprenant des données en France. Le facteur de pénétration P de l'arsenic est documenté dans deux études américaines. Les deux études renseignent également le facteur d'infiltration F. Trois autres études fournissent un ratio int/ext des niveaux d'arsenic en phase particulaire. Toutes les autres données dont celles observées en France concernent des niveaux de concentrations intérieures et extérieures.

5.12.1 Facteur de pénétration P des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

Koutrakis et al. (1992) ont estimé le facteur de pénétration P des métaux lourds associés à la fraction PM_{2.5} dans 51 logements de 2 comtés de l'état de New York en hiver. Seuls les logements sans sources de combustion étaient considérés. Les filtres collectés sur 7 jours étaient analysés par fluorescence X. Le facteur de pénétration P était recalculé à partir du facteur d'infiltration F, déterminé par régression des concentrations intérieures et extérieures, en tenant compte du taux de renouvellement d'air moyen de $0,51 \pm 0,28 \text{ h}^{-1}$, d'un volume moyen de $341 \pm 184 \text{ m}^3$ et d'une vitesse de dépôt v_d de 0,18 m/h, supposée constante pour tous les métaux lourds. La pente de la régression, correspondant au facteur d'infiltration F, n'était pas significative pour l'arsenic. Les auteurs ont alors considéré que le facteur d'infiltration de l'arsenic correspondait au facteur d'infiltration moyen observé pour les autres métaux. A partir de ces éléments, un facteur de pénétration P de l'arsenic de 0,84 a pu être établi. Pour les autres métaux, les données sont rassemblées au Tableau 52.

Meng et al. (2005) ont déterminé le facteur de pénétration P moyen de l'arsenic, du nickel et du plomb dans les 114 logements de l'étude RIOPA aux Etats-Unis. Les filtres PM_{2.5} collectés sur 48 heures étaient analysés par XRF. Le facteur de pénétration P tout comme la constante de dépôt k ont été estimés par régression non-linéaire des concentrations intérieures et extérieures en prenant en compte le taux de renouvellement d'air moyen propre à chaque logement.

Tableau 52 : Facteur de pénétration P des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

	P	Condition	Référence
Arsenic	0.84	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	0.78	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
Cadmium	0.65	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
Nickel	1.04	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	1	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
Plomb	0.89	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	0.88	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
P50	0,69	29 logements Gothenburg	Hänninen et al. (2011)

Dans sa méta-analyse des résultats de 6 projets européens, Hänninen et al. (2011) citent les expérimentations réalisées à Gothenburg (Suède) entre 2002 et 2003 dans 29 logements permettant d'estimer un facteur de pénétration P du plomb de 0,69.

5.12.2 Facteur d'infiltration F des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

Koutrakis et al. (1992) ont déterminé un facteur d'infiltration F de l'arsenic de $0,49 \pm 0,12$ à partir des facteurs moyens observés pour les autres métaux lourds (Tableau 53).

Meng et al. (2005) ont déterminé le facteur d'infiltration F dans les logements de l'étude RIOPA selon différentes méthodes et en testant différentes paramétrisations des modèles, en considérant différents sous-ensembles de logements. Leur estimation robuste du facteur d'infiltration conduit à une valeur moyenne de $0,48 \pm 0,17$ pour l'arsenic (médiane de 0,43).

En dehors des études précédentes, Molnar et al. (2007) a procédé à l'estimation du facteur d'infiltration du plomb à différentes saisons dans des logements non-fumeurs et des écoles de Stockholm. Les filtres utilisés collectaient les particules sur 15 minutes toutes les 2 heures pendant 14 jours dans les logements et durant 30-45 minutes toutes les heures de 8h00 à 16h00 (18h00 en maternelles). L'analyse du plomb était réalisée par EDXRF (energy dispersive x-ray fluorescence). L'étude montre des facteurs d'infiltration du plomb plus faible en hiver ($0,43 - 0,63$) par rapport au printemps ($0,64 - 0,75$) dans les 3 environnements. Les écarts entre type de bâtiments sont globalement faibles

Tableau 53 : Facteur d'infiltration F des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

	F	Condition	Référence
Arsenic	$0,49 \pm 0,12$	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	$0,48 \pm 0,17$	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
Cadmium	$0,38 \pm 0,18$	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
Nickel	$0,61 \pm 0,05$	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	$0,51 \pm 0,07$	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
Plomb	$0,52 \pm 0,12$	51 logements, hiver	Koutrakis et al. (1992)
	$0,52 \pm 0,05$	114 logements, RIOPA	Meng et al. (2005)
P50	0,62	20 logements Stockholm, hiver	Molnar et al. (2007)
P50	0,70	20 logements Stockholm, printemps	Molnar et al. (2007)
P50	0,43	19 élémentaires Stockholm, hiver	Molnar et al. (2007)
P50	0,64	19 élémentaires Stockholm, printemps	Molnar et al. (2007)
P50	0,63	20 maternelles Stockholm, hiver	Molnar et al. (2007)
P50	0,75	20 maternelles Stockholm, printemps	Molnar et al. (2007)

5.12.3 Ratios int/ext des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

Les ratios int/ext des métaux observés dans les différentes études sont présentés au Tableau 54. Un bref descriptif des conditions d'études est rappelé ci-après.

Özkaynak et al. (2008) analysent les résultats conduits à l'échelle nationale aux Etats-Unis par l'US EPA en 1999 sur le modèle de dispersion de la qualité de l'air (ASPEN) et un modèle d'exposition aux substances toxiques par inhalation (HAPEM). Le rapport des concentrations

moyennes nationales HAPEM/ASPEN, assimilable en première approximation à un ratio int/ext donne une valeur de 0,41.

Bozlaker et al. (2017) ont suivi sur 2 mois la concentration de métaux lourds et de lanthanoïdes par ICP-MS à l'extérieur et à l'intérieur d'un lycée au Texas à proximité d'axes routiers et d'industries. Le lycée était ventilé mécaniquement avec un taux de recirculation de 85 %. Des filtres MERV 9, qui éliminent entre 30 % et 35 % des particules (fraction $PM_{2.5}$) étaient installés. Le ratio int/ext moyen observé était de 0,20.

Lai et al. (2004) ont déterminé le ratio int/ext d'arsenic parmi d'autres paramètres mesurés dans 24 logements d'Oxford en Angleterre. L'analyse par ED-XRF des filtres $PM_{2.5}$ collectés sur 48 heures a permis d'établir un ratio int/ext d'arsenic moyen de 1,4 influencé par des sources intérieures non identifiées dans l'étude.

Tableau 54 : Ratios int/ext observés pour les métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb) associés à la fraction $PM_{2.5}$

	I/E	Condition	Référence
Arsenic	0,41	National US HAPEM/ASPEN	Özkaynak et al. (2008)
	0,20	1 lycée, filtration	Bozlaker et al. (2017)
	1,4	24 logements	Lai et al. (2004)
Cadmium	0,41	National US HAPEM/ASPEN	Özkaynak et al. (2008)
	0,30	1 lycée, filtration	Bozlaker et al. (2017)
	1,6 [PM_1]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
	7,1 [PM_{1-10}]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
Nickel	0,42	National US HAPEM/ASPEN	Özkaynak et al. (2008)
	0,30	1 lycée, filtration	Bozlaker et al. (2017)
	0,68 - 0,77	1 hôpital, filtration, été	Loupa et al. (2016)
	1,1 [PM_1]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
	2,1 [PM_{1-10}]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
	0,57 (P50)	15 logements, Finlande	Montagne et al. (2014)
	0,81 (P50)	15 logements, Pays-Bas	Montagne et al. (2014)
	0,79 (P50)	15 logements, Espagne	Montagne et al. (2014)
Plomb	0,43	National US HAPEM/ASPEN	Özkaynak et al. (2008)
	0,15	1 lycée, filtration	Bozlaker et al. (2017)
	1,9	24 logements	Lai et al. (2004)
	0,65 - 0,67	1 hôpital, filtration, été	Loupa et al. (2016)
	0,8 [PM_1]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
	9 [PM_{1-10}]	1 école élémentaire, été	Majestic et al. (2012)
	0,82	1 université (UK), fen. ouvertes	Al-Radady et al. (1994)
	0,51 [$PM_{2.5}$]	10 logements, été, refroid. évap.	Paschold et al. (2003)
	0,76 [PM_{10}]	10 logements, été, refroid. évap.	Paschold et al. (2003)

Majestic et al. (2012) mettent en avant la différence du ratio int/ext des métaux analysés par ICP-MS selon la taille des particules collectées < 1 μm ou entre 1 et 10 μm . Dans une école élémentaire de Flagstaff (Arizona) en été, les auteurs observent des ratios int/ext de métaux systématiquement plus faibles en considérant la fraction PM_1 que la fraction PM_{1-10} . Les ratios int/ext sont néanmoins supérieurs à 1, soulignant la présence de sources intérieures.

Dans un même registre, Paschold et al. (2003) ont également observé une diminution du ratio int/ext du plomb entre les fractions PM₁₀ et PM_{2.5} dans 10 logements texans équipés de refroidisseurs évaporatifs en été. Les particules étaient collectées sur 48 heures et analysées par ICP-MS.

Dans une pièce de l'université du Texas, Al-Radady et al. (1994) ont mesuré un ratio int/ext de plomb de 0,82 déterminé sur les particules totales (TSP) collectées de part et d'autre d'une fenêtre ouverte.

Enfin, Loupa et al. (2016) ont calculé le ratio int/ext journalier de différents métaux dont le nickel et le plomb dans deux pièces d'un hôpital en Grèce durant l'été. Les deux pièces étaient reliées à une centrale de traitement d'air équipée de simples filtres en fibres de verre. La fraction PM_{2.5} des particules a été collectée sur filtres tous les jours sur 20 jours. Les filtres ont été analysés au laboratoire par WDXRF (wavelength dispersive X-ray fluorescence).

5.12.4 Niveaux de concentrations intérieures et extérieures des métaux lourds

Les concentrations intérieures et extérieures de métaux lourds mesurées en phase particulaire dans les différentes études sont synthétisées au Tableau 55. Elles s'échelonnent entre 1986 et 2013. Les concentrations médianes intérieures et extérieures observées sont très voisines pour chacun des métaux. Elles vont de 0,15 ng/m³ à l'intérieur des locaux pour le cadmium jusqu'à 5 ng/m³ de plomb en extérieur. Les rapports de concentrations médianes varient de 0,76 pour le plomb jusqu'à 1,10 pour le nickel. Près de 54 % des mesures sont associées à la fraction PM_{2.5}, près de 25 % à la fraction PM₁₀, 18 % à la fraction PM₁ et le reste en particules totales TSP ou de taille comprise entre 2,5 et 10 µm. Une différence significative est observée selon la fraction massique utilisée pour le plomb (< 2,5 µm et TSP, test de Mann-Whitney, p = 0,007). Mais cette différence est essentiellement due à l'évolution des concentrations au fil des ans, des valeurs les plus élevées, plus anciennes souvent associées à la fraction totale aux valeurs plus faibles et plus récentes en lien avec la fraction PM_{2.5}.

Tableau 55 : Niveaux de concentrations intérieures et extérieures de métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb) en ng/m³

Arsenic	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Extérieur	26	0.20	4.00	0.40	0.93	0.90
Intérieur	26	0.10	12.3	0.41	1.35	2.54
Cadmium	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Extérieur	27	0.02	38.5	0.17	1.75	7.37
Intérieur	31	0.02	62.0	0.15	3.66	12.0
Nickel	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Extérieur	38	0.29	15.4	2.50	4.21	4.11
Intérieur	43	0.60	41.0	2.74	4.41	6.45
Plomb	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Extérieur	41	1.50	390	5.00	31.3	77.3
Intérieur	45	0.25	330	3.80	24.4	60.3

Une de ces études anciennes a été menée dans deux écoles maternelles situées en région rurale et urbaine de la région PACA en France (Attenoux-Merono, et al., 1994). L'école urbaine

était située à côté d'une industrie et d'une axe de trafic. Les concentrations de cadmium et plomb ont été suivies pendant 9 mois dans les deux établissements après collecte des particules sur filtres de nitrate de cellulose et analyse par spectrométrie d'absorption atomique. L'école urbaine présentait les concentrations intérieures et extérieures de plomb mais en particulier de cadmium les plus élevées (valeur maximale du tableau). Le rapport des concentrations moyennes en plomb était de 0,79 (école urbaine) et 0,76 (école rurale). Le rapport des concentrations moyennes en cadmium était de 0,51 (école urbaine) et de 0,81 (école rurale).

Une autre étude a été menée à proximité immédiate d'un site de production de graphite dans la vallée de l'Arve (Golly et al., 2015). L'analyse des métaux conduite sur la fraction PM_{10} à différentes saisons montre des concentrations élevées en intérieur par rapport à l'extérieur. Le rapport des concentrations moyennes largement supérieur à 1 était plus élevé en été pour l'arsenic, le cadmium et le plomb. Celui du nickel était par contre plus élevé en hiver.

Tran et al. (2012) ont caractérisé les niveaux de concentrations de métaux lourds associées à différentes fractions de particules durant 2 semaines dans 3 écoles élémentaires du nord de la France en séparant les périodes de présence et d'absence des élèves. Une des écoles était située à proximité d'une zone industrielle, une autre en zone urbaine et la dernière en zone rurale. Aucune des écoles n'avait de système spécifique de ventilation. Les analyses étaient réalisées par ICP-MS après digestion acide. L'étude ne fournit pas les ratios int/ext. Ces derniers ont été estimés au regard des concentrations moyennes observées dans chaque école. Les résultats montrent une légère augmentation des concentrations avec la fraction massique notamment durant les périodes d'occupation (Tableau 56). Cette augmentation ne se répercute pas sur les rapports de concentration int/ext sauf pour le cadmium (0,72 en PM_1 à 1,01 en PM_{10}) et le plomb (0,9 en PM_1 à 1,26 en PM_{10}) durant les périodes d'occupation. En période inoccupée par contre, les rapports de concentration ne varient pas avec la fraction massique. Cette période d'inoccupation correspond également à des concentrations intérieures plus faibles qui se traduisent par un rapport de concentration plus faible également et systématiquement inférieur ou voisin de 1. Ainsi, en période inoccupée, le rapport int/ext de l'arsenic se situe entre 0,8 et 0,9 ; celui du cadmium et du nickel entre 0,6 et 0,7 et pour le plomb, la valeur est stable à 0,5. Ces rapports de concentration peuvent en première approximation être assimilés à des facteurs d'infiltration. Bien entendu, le facteur d'infiltration des métaux lourds dépend de celui de la fraction massique considérée dont à la fois le facteur de pénétration et la constante de dépôt peuvent varier. Par ailleurs, une forte remise en suspension est observée pour les grosses particules en présence des élèves. Pour prendre en compte cette variation de la concentration en masse de particules entre l'intérieur et l'extérieur, les auteurs ont calculé le ratio des abondances intérieures et extérieures. L'abondance est le rapport en masse de métal sur la masse totale de particules collectées exprimée en ng/ μ g par exemple. Ils observent que le rapport des abondances reste inférieur à 1 pour les métaux lourds même en présence des enfants. Cela montre un appauvrissement en métal des particules à l'intérieur soit par volatilisation puis redépôt sur les surfaces par un mécanisme similaire à celui observé pour les HAP non-volatils, soit par dilution avec des particules intérieures essentiellement organiques. En l'absence de sources intérieures, le ratio des abondances revient à faire un rapport entre le facteur d'infiltration des métaux au regard de celui de la fraction massique considérée. Il ne renseigne donc qu'indirectement le transfert des métaux de l'extérieur à l'intérieur des bâtiments.

Tableau 56 : Concentrations intérieures et extérieures de métaux lourds (ng/m³) dans 3 écoles du nord de la France en fonction de l'occupation et de la fraction collectée (adapté de Tran et al., 2012)

Arsenic	Fraction	C _{intérieur}	C _{extérieur}	C _{int} /C _{ext}
Occupation	PM ₁	0.69 ± 0.55	0.59 ± 0.55	1.47 ± 1.08
	PM _{2.5}	0.82 ± 0.69	0.75 ± 0.75	1.36 ± 0.84
	PM ₁₀	0.95 ± 0.76	0.84 ± 0.86	1.43 ± 0.89
Inoccupation	PM ₁	0.31 ± 0.07	0.68 ± 0.74	0.88 ± 0.66
	PM _{2.5}	0.34 ± 0.08	0.74 ± 0.76	0.80 ± 0.58
	PM ₁₀	0.34 ± 0.08	0.77 ± 0.77	0.76 ± 0.53
Cadmium	Fraction	C _{intérieur}	C _{extérieur}	C _{int} /C _{ext}
Occupation	PM ₁	0.14 ± 0.10	0.19 ± 0.13	0.72 ± 0.16
	PM _{2.5}	0.21 ± 0.15	0.24 ± 0.17	0.89 ± 0.10
	PM ₁₀	0.27 ± 0.18	0.28 ± 0.19	1.01 ± 0.14
Inoccupation	PM ₁	0.08 ± 0.06	0.13 ± 0.12	0.65 ± 0.16
	PM _{2.5}	0.09 ± 0.07	0.15 ± 0.12	0.65 ± 0.19
	PM ₁₀	0.09 ± 0.07	0.16 ± 0.12	0.59 ± 0.15
Nickel	Fraction	C _{intérieur}	C _{extérieur}	C _{int} /C _{ext}
Occupation	PM ₁	2.90 ± 1.23	2.67 ± 1.95	1.28 ± 0.51
	PM _{2.5}	3.80 ± 1.82	3.43 ± 2.25	1.20 ± 0.23
	PM ₁₀	5.60 ± 2.59	4.33 ± 2.87	1.40 ± 0.25
Inoccupation	PM ₁	2.23 ± 1.67	5.77 ± 7.22	0.63 ± 0.31
	PM _{2.5}	2.63 ± 1.91	6.47 ± 7.40	0.57 ± 0.23
	PM ₁₀	3.00 ± 1.78	6.70 ± 7.54	0.67 ± 0.31
Plomb	Fraction	C _{intérieur}	C _{extérieur}	C _{int} /C _{ext}
Occupation	PM ₁	4.27 ± 1.25	4.83 ± 1.69	0.90 ± 0.16
	PM _{2.5}	6.43 ± 2.05	6.27 ± 1.95	1.03 ± 0.06
	PM ₁₀	9.03 ± 2.43	7.37 ± 2.54	1.26 ± 0.32
Inoccupation	PM ₁	2.40 ± 0.95	7.57 ± 8.34	0.53 ± 0.33
	PM _{2.5}	2.77 ± 0.93	8.17 ± 8.43	0.53 ± 0.31
	PM ₁₀	2.87 ± 0.93	8.47 ± 8.53	0.53 ± 0.31

5.12.5 Facteurs intervenant sur le transfert int/ext de métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

L'étude de Tran et al. (2012) décrite précédemment a permis de mettre en avant l'occupation et la fraction massique comme intervenant dans la détermination du ratio int/ext. De manière générale, l'ensemble des facteurs affectant le transfert des particules va influencer le transfert des métaux lourds. A cela vient s'ajouter d'autres phénomènes comme ceux identifiés pour les HAP, à savoir le transfert depuis l'air vers les surfaces intérieures en période de chauffe lors du passage de l'extérieur (air froid) à l'intérieur (air plus chaud). Le transport de particules et poussières par les occupants eux-mêmes est également à considérer, surtout qu'une fraction de cet apport est remise en suspension par la présence et l'activité des occupants.

La spéciation du métal pourrait également avoir un rôle dans le transfert int/ext, mais aucune des études identifiées n'en fait mention.

5.12.6 Références relatives au transfert int/ext de métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb)

- Almeida, S. M., et al. (2011), Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools, *Atmospheric Environment*, 45, 7594-7599
- Al-Radady, A. S., et al. (1994), Distribution of lead inside the home: case studies in the north of England, *Science of the Total Environment*, 145, 143-156
- Attenoux-Merono, S., et al. (1994), Urinary Effects of Metallic Air Pollutants on School Children, *Indoor and Built Environment*, 3, 35-38
- Bozlaker, A., et al. (2017), Indoor/Outdoor Relationships and Anthropogenic Elemental Signatures in Airborne PM_{2.5} at a High School: Impacts of Petroleum Refining Emissions on Lanthanoid Enrichment, *Environmental Science & Technology*, 51, 4851-4859
- Golly, B., et al. (2015), Large chemical characterisation of PM₁₀ emitted from graphite material production: Application in source apportionment, *The Science of the Total Environment*, 538, 634-643
- Habre, R., et al. (2014), The effects of PM_{2.5} and its components from indoor and outdoor sources on cough and wheeze symptoms in asthmatic children, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 24, 380-387
- Hänninen, O., et al. (2011), Seasonal patterns of outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 4, 221-233
- Koutrakis, P., et al. (1992), Source apportionment of indoor aerosols in Suffolk and Onondaga Counties, New York, *Environmental Science & Technology*, 26, 521-527
- Lai, H. K., et al. (2004), Personal exposures and microenvironment concentrations of PM 2.5, VOC, NO₂ and CO in Oxford, UK, *Atmospheric Environment*, 38, 6399-6410
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. (1993), Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris, *Proc Healthy Buildings 1993*, Vol. 3, 23-28
- Loupa, G., et al. (2016), Indoor/outdoor PM_{2.5} elemental composition and organic fraction medications, in a Greek hospital, *The Science of the Total Environment*, 550, 727-735
- Majestic, B. J., et al. (2012), Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA, *The Science of the Total Environment*, 435-436, 253-261
- Meng, Q. Y., et al. (2005), PM_{2.5} of ambient origin: estimates and exposure errors relevant to PM epidemiology, *Environmental Science & Technology*, 39, 5105-5112
- Minguillón, M. C., et al. (2012), Source apportionment of indoor, outdoor and personal PM 2.5 exposure of pregnant women in Barcelona, Spain, *Atmospheric Environment*, 59, 426-436
- Molnár, P., et al. (2007), Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden, *Journal of environmental monitoring: JEM*, 9, 348-357
- Montagne, D., et al. (2014), The association of LUR modeled PM_{2.5} elemental composition with personal exposure, *The Science of the Total Environment*, 493, 298-306
- Ozkaynak, H., et al. (2008), Modeling population exposures to outdoor sources of hazardous air pollutants, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 18, 45-58
- Paschold H., L.W.W., Morales H., Pingitore N.E., Maciejewska B. (2003), Elemental analysis of airborne particulate matter and cooling water in west Texas residences., *Atmospheric Environment*, 37(19), 2681-2690
- Stranger, M., et al. (2008), Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium, *Indoor Air*, 18, 454-463
- Szigeti, T., et al. (2016), Oxidative potential and chemical composition of PM_{2.5} in office buildings across Europe - The OFFICAIR study, *Environment International*, 92-93, 324-333
- Tran, D. T., et al. (2012), Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms, *Atmospheric Environment*, 54, 250-259

5.13 Moisissures

Trente études (616 occurrences) renseignent les niveaux intérieurs et extérieurs de moisissures dans l'air dans différents types de bâtiments. Onze d'entre elles concernent la France. Deux études expérimentales fournissent des éléments permettant d'estimer le facteur de pénétration P des moisissures. Les ratios int/ext de niveaux de moisissures sont documentés dans 14 études et concernent le nombre total de spores collectées par volume, les unités formant colonies (UFC/m³) totales ou spécifiques à un genre particulier ou une quantité d'ADN déterminée par PCR quantitative. Les fractions particulières collectées varient avec l'impacteur sélectionné pour chaque étude, mais représentent le plus souvent les particules totales (TSP) et la fraction inhalable. Dans de rares cas, la fraction PM_{2.5} est considérée.

5.13.1 Facteur de pénétration P des moisissures

La première étude expérimentale avait pour objectif de déterminer l'influence de 5 types de prise murale (téléphone, électrique, câble) encastrées dans un mur expérimental (structure bois) sur la pénétration de spores de *Penicillium chrysogenum* aérosolisées (Muisse et al., 2009). L'enceinte était maintenue sous pression et les spores étaient collectées sur un impinger. Cinq essais par prise murales étaient réalisés. Les auteurs ont observé que la prise murale de téléphone permettait la pénétration de spores la plus importante ($P = 0,2$ contre $P \leq 0,1$) et que la présence du cordon d'alimentation au niveau de la prise murale ne changeait pas le facteur de pénétration des spores ($P = 0,1$). La pénétration des spores est attribuée à la présence de défauts d'étanchéité autour de la prise. La nature de la prise murale modifie l'infiltration en jouant sur la géométrie des fissures et modifie donc le facteur de pénétration des spores à l'intérieur. Les prises utilisées étant au standard américain, les valeurs absolues observées dans cette étude ne sont pas forcément transposables à l'Europe ou à la France.

Airaksinen et al. (2004) ont déterminé le facteur de pénétration de spores de *Penicillium* et de *Cladosporium* au travers d'une paroi creuse en structure bois remplie de laine minérale sous différentes conditions de pression et de trous d'infiltration. Un des volumes que vient séparer la paroi simule une pièce habitable avec une extraction mécanique. Le volume situé de l'autre côté de la paroi correspond à un vide sanitaire, avec un montage permettant l'injection contrôlée de spores de moisissures. Les auteurs observent une variation du facteur de pénétration P de spores de *Cladosporium* de 0,02 (faible dépression de 6 Pa avec trous d'infiltrations) à 0,5 (forte dépression de 18 Pa avec trous d'infiltrations) et de 0,01 (dépressions de 6 Pa sans trous) à 0,06 (dépression de 18 Pa sans trous) pour les spores de *Penicillium*. L'intensité de la dépression avait plus d'effet que la présence de petits trous d'infiltration dans la paroi. Les facteurs de pénétration mesurés étaient du même ordre que ceux de particules de même diamètre (entre 1 et 5 μm). Les auteurs mettent également en avant le nombre de contacts entre la structure bois et la laine minérale comme facteur intervenant dans la pénétration des spores de moisissures au travers de la structure. Ils concluent que le seul moyen de limiter leur transfert est de pressuriser ou équilibrer en pression le volume habitable.

5.13.2 Ratios int/ext associés aux moisissures

L'étude GERIE menée dans 50 maisons de retraite de 7 pays européens a recherché l'ADN d'espèces fongiques à l'intérieur et à l'extérieur dans 7 d'entre elles sur une journée (Annesi-Maesano et al., 2013). Le ratio int/ext moyen observé était de 1,24 pour l'ADN de toutes les espèces fongiques et de 1,18 pour les genres *Aspergillus* / *Penicillium*. L'étude fournit peu d'informations relatives au transfert.

Les autres données de ratios int/ext disponibles proviennent soit de dénombrement de spores totales dans l'air (Tableau 57), soit de dénombrement de spores viables dans l'air (Tableau 58). A l'exception de quelques valeurs atypiques, les ratios int/ext des concentrations de spores dans l'air viables ou totales sont proches, et respectivement de 0,48 et 0,35 en valeur médiane. Les ratios int/ext associés à certains genres de moisissures peuvent varier par rapport à celui déterminé sur les spores totales.

Tableau 57 : Distribution des ratios int/ext moyens des concentrations de spores de moisissures dans l'air

Spores/m ³	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy Total spores	1			4.11		-
Moy <i>Aspergillus/Penicillium</i>	2	2.50	7.26	-	-	-
Moy <i>Cladosporium</i>	2	0.14	0.69	-	-	-
P50 Total spores	13	0.01	0.85	0.35	0.37	0.29
P50 <i>Aspergillus/Penicillium</i>	6	0.30	5.00	0.51	1.25	1.84
P50 <i>Cladosporium</i>	6	0.20	0.62	0.25	0.32	0.17
P50 Ascospores	5	0.30	0.70	0.34	0.43	0.16
P50 Basidiospores	5	0.00	0.30	0.22	0.20	0.12

Tableau 58 : Distribution des ratios int/ext moyens des concentrations de spores de moisissures viables dans l'air

Spores viables (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy Total viable	56	0.07	215	0.59	9.05	34.0
Moy <i>Penicillium</i>	14	0.00	3.00	0.33	0.71	0.97
Moy <i>Cladosporium</i>	12	0.04	1.08	0.20	0.30	0.30

Dans les études menées en France, un ratio int/ext moyen de 0,18 a été observé dans 112 bureaux parisiens sans plaintes globalement sur l'année (Mouilleseaux & Squinazi, 1994 ; citées dans la revue de Gots et al., 2003). Le ratio int/ext fourni correspond en réalité juste au rapport des niveaux moyens intérieurs (17 UFC/m³) et extérieurs (92 UFC/m³). Peu de détails sont disponibles sur cette étude.

Parat et al. (1999) ont conduit des prélèvements d'air dans deux immeubles de bureaux à différentes périodes de l'année, l'un sans système spécifique de ventilation et l'autre avec un système de traitement d'air centralisé. Les mesures issues de ce second immeuble à partir d'impacteurs Andersen sont trop faibles pour pouvoir être exploitées. Le premier par contre permet d'établir un ratio int/ext moyen de $0,46 \pm 0,29$ (médiane de 0,42) pour des niveaux moyens respectifs de 218 et 478 UFC/m³ à l'intérieur et à l'extérieur. Le genre *Penicillium* était majoritaire à l'intérieur et à l'extérieur sauf en été, où *Cladosporium* prédominait.

Deffontaine (2015) a caractérisé la contamination fongique dans 3 groupes de logements en Picardie : un premier groupe de 32 logements contaminés (surface de moisissures visibles supérieur à 100 cm²), un second groupe de 32 logements de patients allergiques et un dernier groupe de 25 logements de contrôles. L'auteure a utilisé 3 méthodes en parallèle pour quantifier la présence de spores de moisissures dans l'air : le dénombrement des colonies formées sur milieu de culture (UFC/m³), la PCR quantitative permettant de déterminer un nombre de copies d'ADN panfongiques dans l'air (copies d'ADN/m³) et le dosage du β -1,3-D glucane dans l'air (pg glucane/m³) dans deux pièces de chaque logement, une pièce saine et la pièce humide présentant les signes de moisissures visibles. Les prélèvements étaient réalisés avec un impacteur Coriolis μ° sur 5 minutes sur milieu liquide. Les conditions de ventilation étaient variables entre les logements. Les résultats sont présentés au Tableau 59. La grande majorité des ratios int/ext est supérieur à 1. La pièce humide présente le plus souvent les ratios les plus élevés. La technique de dénombrement influence le ratio int/ext obtenu dans les mêmes conditions. Enfin, les durées de prélèvement de cette étude sont très courtes et correspondent aux durées utilisées par ailleurs dans pratiquement toutes les autres études. La variabilité inhérente à l'échantillonnage sur courte durée n'est pas documentée. De ce fait, les différences observées peuvent tout aussi bien provenir de variations temporelles et ne permettent pas d'approfondir la notion de transfert des moisissures de l'extérieur vers l'intérieur.

Tableau 59 : Ratio int/ext des moisissures quantifiées selon 3 méthodes dans les 3 groupes de logements (d'après Deffontaine, 2015)

Ratio int/ext (UFC/m ³)	n	Pièces saines	Pièces humides	Moyenne logement
Logements contaminés (S > 100 cm ²)	32	48 ± 132	215 ± 715	132 ± 420
Logements patient allergique	32	7.5 ± 26	42 ± 211	24 ± 118
Logements contrôles	25	2.1 ± 3.7	4.9 ± 191	3.5 ± 9.8
Ratio int/ext (copies ADN/m ³)	n	Pièces saines	Pièces humides	Moyenne logement
Logements contaminés (S > 100 cm ²)	32	29 ± 84	116 ± 317	72 ± 170
Logements patient allergique	32	4.4 ± 7.2	4.2 ± 13	4.2 ± 9.1
Logements contrôles	25	7.4 ± 28	0.6 ± 0.5	3.7 ± 14
Ratio int/ext (pg glucane/m ³)	n	Pièces saines	Pièces humides	Moyenne logement
Logements contaminés (S > 100 cm ²)	32	0.9 ± 1.2	1.1 ± 1.0	1.0 ± 0.8
Logements patient allergique	32	8.8 ± 13	5.4 ± 13	5.5 ± 13
Logements contrôles	25	1.7 ± 3.8	2.4 ± 9.6	2.0 ± 5.7

5.13.3 Concentrations de moisissures à l'intérieur et à l'extérieur

Les concentrations intérieures et extérieures de moisissures caractérisées par le dénombrement des spores sont présentées au Tableau 60. Seules les occurrences ayant été observées dans au moins deux études sont représentées. Les concentrations intérieures sont généralement inférieures aux niveaux extérieurs. Des valeurs très élevées sont cependant observées à l'intérieur, en particulier pour les genres *Aspergillus* et *Penicillium*, dont les spores sont difficiles à différencier. Le rapport des concentrations moyennes (I/E) en spores totales se situe autour de 0,6, mais celui des médianes (I/E(P50)) présente une valeur bien plus faible de 0,14. Au regard des rares données observées sur le facteur de pénétration, cette dernière valeur pourrait mieux transcrire l'infiltration des spores de moisissures dans le bâtiment. Les

autres données sont vraisemblablement influencées par la présence de sources intérieures. Néanmoins, il reste trop d'incertitudes pour utiliser les ratios int/ext ou les rapports de concentration comme des indicateurs de l'infiltration des moisissures dans les environnements intérieurs.

Tableau 60 : Concentrations intérieures et extérieures moyennes de spores de moisissures observées dans 30 études internationales

Extérieur (spores/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type		
Moy Total spores	8	510	3480	1350	1470	910		
Moy <i>Aspergillus/Penicillium</i>	2	6	16509					
Moy <i>Cladosporium</i>	2	1308	5640					
Intérieur (spores/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	I/E (P50)	I/E
Moy Total spores	11	68	2307	768	888	602	0.57	0.60
Moy <i>Aspergillus/Penicillium</i>	2	16	136939					
Moy <i>Cladosporium</i>	2	177	2032					

Les concentrations intérieures et extérieures de spores de moisissures viables dans l'air sont présentées au Tableau 61 (minimum de deux occurrences). Les concentrations intérieures sont en général plus faibles qu'à l'extérieur. Les rapports de concentrations moyennes ou médianes varient de 0,13 à 0,68 (en écartant la valeur extrême de 185) selon les genres considérés et la statistique utilisée. Ils sont du même ordre que les ratios int/ext déterminés de manière plus spécifique dans les études.

Tableau 61 : Concentrations intérieures et extérieures moyennes de spores de moisissures viables dans 30 études internationales

Extérieur (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type		
Moy Total viable	50	20	4100	792	878	814		
Moy <i>Cladosporium</i>	2	255	422	339	339	118		
Moy <i>Penicillium</i>	2	40	93	67	67	37		
Intérieur (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	I/E (P50)	I/E
Moy Total viable	77	3.9	11 x 10 ⁶	220	162143	1,2 x 10 ⁶	0,28	185
Moy <i>Aspergillus</i>	9	4.2	23	13	13	5.6		
Moy <i>Cladosporium</i>	11	15	276	75	94	73	0,22	0,28
Moy <i>Penicillium</i>	11	0	120	25	35	42	0,38	0,52

En France, onze études ont mesuré les concentrations de spores viables totales à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments visés (Tableau 62). Certaines d'entre elles ont renseigné le ratio int/ext associé. Cinq études ont été menées dans les logements, deux dans des bureaux, une dans des crèches, deux dans des hôpitaux et une dernière dans des caves à fromages. Dans la majorité des cas, les ratios int/ext observés sont largement supérieurs à 1 et de ce fait pas interprétables en terme de transfert.

Tableau 62 : Concentrations intérieures et extérieures moyennes des spores viables totales dans les 11 études menées en France

France (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	5	92	1200	150	408	469
Moy concentration intérieure	12	3.90	11 x 10 ⁶	2035	1 x 10 ⁶	3 x 10 ⁶
Moy ratio int/ext	11	0.18	215	7.48	44	69

Les niveaux intérieurs les plus élevés sont associés à la mesure d'exposition au niveau de différents postes de travail du personnel d'une entreprise spécialisée dans la maturation des fromages (Simon et al., 2014). Les spores fongiques étaient associées à un diamètre compris entre 3 et 20 µm (distribution en masse).

Dassonville et al. (2008) ont déterminé des concentrations de spores viables totales dans l'air de 190 logements de nouveau-nés à Paris de 180 à 240 UFC/m³ selon la saison. Le rapport des concentrations médianes des spores viables totales variait de 0,49 à 0,56 selon la saison. Pour les deux genres majoritaires, *Cladosporium* et *Penicillium*, ce rapport était respectivement de 0,35 - 0,40 et de 0,86 - 1,17.

Bex et al. (2006) ont fait la synthèse des nombreux audits réalisés dans plusieurs centaines de logements à Paris. Les concentrations en spores viables totales observées variaient en valeur médiane de 180 UFC/m³ (logements contaminés, S > 50 cm²), à 160 UFC/m³ (logements peu contaminés, S > 50 cm²) ou à 75 UFC/m³ à l'extérieur.

Dans 28 crèches parisiennes, Roda et al. (2011) ont caractérisé la contamination fongique dans l'air en période de chauffe et en période hors-chauffe. Les auteurs observent des niveaux plus élevés à l'intérieur (salle d'activité) comme à l'extérieur de spores viables totales durant la période hors-chauffe. Ce qui se traduit également par des rapports de médianes int/ext plus élevés (0,46 en chauffe contre 1,21 en hors-chauffe). Des rapports similaires ont été observés pour les 3 genres dominants *Penicillium*, *Cladosporium* et *Aspergillus*, avec respectivement 0,58, 0,49 et 0,38 en période de chauffe et 1,05, 1,03 et 1,08 en période hors-chauffe. Les mesures réalisées dans les dortoirs conduisent à des niveaux intérieurs et des rapports de concentration quasi-systématiquement inférieurs à ceux observés dans la salle d'activité.

Brenier-Pinchart et al. (2009) ont suivi tous les 15 jours pendant 30 mois la contamination fongique dans l'air de 3 zones de l'hôpital universitaire de Grenoble, soumises à la même centrale de traitement d'air avec filtration par opacimétrie. Ils observent une concentration médiane de 6 UFC/m³ dans les zones de l'hôpital pour une concentration médiane de 150 spores/m³ à l'extérieur. Une variation saisonnière marquée est observée à l'intérieur, comme à l'extérieur en particulier à l'été et à l'automne.

Sautour et al. (2009) ont suivi pendant une année la contamination fongique de l'air à l'extérieur et dans deux unités hématologiques de l'hôpital de Dijon. A l'extérieur, la moyenne annuelle des moisissures cultivables était de 122 UFC/m³ contre 4 UFC/m³ dans les deux unités, soit un rapport des moyennes de 0,03. Un rapport équivalent était observé pour les moisissures du genre *Cladosporium* (0,04). Il était par contre plus élevé pour les genres *Penicillium* (0,10), *Alternaria* (0,16) et *Aspergillus* (0,20 – 0,30). Une influence saisonnière est observée avec des concentrations plus faibles en hiver en extérieur comme en intérieur. Cette influence varie selon le genre des moisissures au regard des rapports de concentrations moyennes int/ext (Tableau 63).

Tableau 63 : Variation du rapport des concentrations moyennes int/ext selon le genre des moisissures et la saison dans un hôpital (adapté de Sautour et al., 2009)

Rapport int/ext	Automne	Hiver	Printemps	Été
<i>Alternaria</i>	0.14	0.31	0.24	0.11
<i>Aspergillus</i>	0.20	0.30	0.37	0.24
<i>Cladosporium</i>	0.02	0.00	0.07	0.04
<i>Penicillium</i>	0.13	0.09	0.12	0.19
Total	nr	0.06	nr	0.03

nr : non renseigné

5.13.4 Facteurs influençant le transfert int/ext des moisissures

La faible durée systématique des prélèvements d'air (entre moins d'une minute à 15 minutes) est sans doute le premier point à regarder. Celle-ci est nécessaire pour permettre un dénombrement et une identification efficace. Mais la variabilité temporelle de la concentration en spores dans l'air aussi bien en intérieur qu'en extérieur peut rendre caduque toute volonté d'interpréter les ratios int/ext observés en termes de transfert. Même lorsque les prélèvements sont répétés tous les jours sur une année, il n'est pas possible d'écarter l'influence de la variabilité temporelle dans l'interprétation des résultats, d'autant plus que les prélèvements intérieurs et extérieurs sont rarement synchrones. Les débits de prélèvement sont certes élevés mais ne pallient pas cette variabilité dont l'impact reste à quantifier. Il existe donc une forte incertitude autour des ratios int/ext déterminés qui peut ne pas rendre compte du transfert des moisissures à l'intérieur des bâtiments.

Certaines études présentent également des concentrations intérieures et extérieures d'ergostérol, indicateur de la biomasse fongique totale (Robine et al. 2005 ; Host et al., 2010 [étude ESMHA]). Ces études n'ayant pas pour objectif d'évaluer le transfert des moisissures à l'intérieur, aucun critère de transfert n'est disponible ou calculable. L'étude ESMHA indique une concentration moyenne en ergostérol de 0,58 ng/m³ en intérieur et de 1,79 ng/m³ en extérieur (médianes respectives de 0,34 et 0,53 ng/m³) dans 61 logements. Le rapport des moyennes et des médianes donne une valeur de 0,32 et celui des médianes de 0,64. Ces valeurs ne préjugent toutefois pas de la réelle valeur moyenne ou médiane des ratios int/ext.

La saison est clairement un facteur d'influence en modifiant notamment les concentrations extérieures de spores dans l'air. Cette influence varie selon le genre des moisissures considéré (Sautour et al., 2009). Cela sous-entend que plus que le ratio int/ext des moisissures totales, il serait nécessaire de connaître le ratio int/ext des différents genres et espèces de moisissures du moins les plus fréquents ou prioritaires.

De façon globale, l'influence de la saison sur le ratio int/ext fourni dans les différentes études est illustrée à la Figure 59, suivant que les concentrations sont exprimées en spores viables ou spores totales. Pour les spores totales, les valeurs médianes plus souvent renseignées par les études ont été utilisées. Pour les spores viables, une différence significative est observée entre les saisons de chauffe et de hors-chauffe ($p = 0,011$). En revanche, aucune différence significative n'est observée entre les saisons pour le ratio int/ext des spores totales.

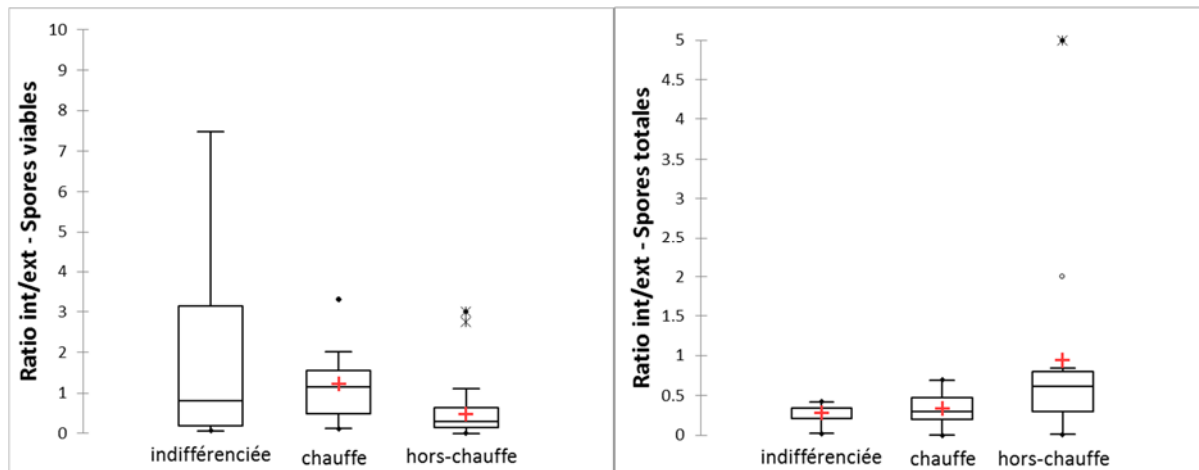


Figure 59 : Influence de la saison sur le ratio int/ext des concentrations en spores viables ou spores totales (10 à 47 occurrences par catégorie)

Par ailleurs, le transfert int/ext des moisissures peut également être qualifié au regard de la modification de la diversité des espèces entre l'intérieur et l'extérieur. Deffontaine (2015) observe par exemple que le rapport de diversité entre l'intérieur et l'extérieur des logements contaminés ($1,96 \pm 1,19$) est plus élevé que dans les logements contrôles ($1,02 \pm 1,22$).

Dassonville et al. (2008) montrent que l'occurrence des genres de moisissures peut varier dans certains cas entre l'intérieur et l'extérieur, mais elle reste relativement proche dans les deux environnements.

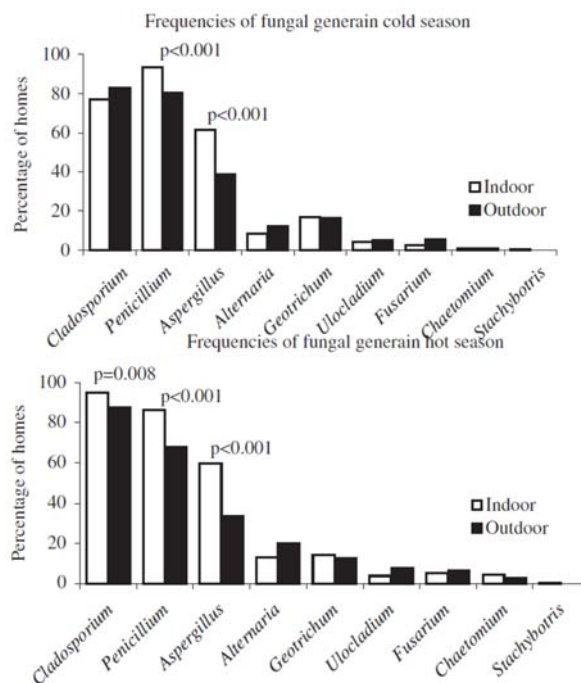


Figure 60 : Occurrence des genres de moisissures entre l'intérieur et l'extérieur à deux saisons dans 190 logements de nouveau-nés à Paris (Dassonville et al., 2008)

Plusieurs études ont identifié, outre la présence de signes d'humidité, l'influence des niveaux extérieurs et la fréquence d'ouverture des fenêtres sur les niveaux intérieurs de moisissures

(Dassonville et al., 2008 ; Dallongeville et al., 2015). Le type de logements a également été identifié dans certains cas.

De manière globale, l'analyse de l'ensemble des études selon le type de bâtiment permet d'observer une différence significative du ratio int/ext des spores viables entre les logements et les bureaux ($p < 0,0001$). Dans les logements, le ratio int/ext médian avoisine l'unité alors que dans les bureaux il est proche de 0,2. La même tendance est observée pour les spores totales. Pour ce critère, les valeurs médianes des ratios mieux renseignées dans les études sont utilisées. Les valeurs absolues des deux graphiques ne sont pas forcément comparables les unes avec les autres.

Cette différence est à rapprocher du ratio int/ext médian observé lorsqu'une filtration de l'air ou que la présence d'un système de ventilation mécanique (ces deux paramètres étant liés) intervient, qui est de 0,26.

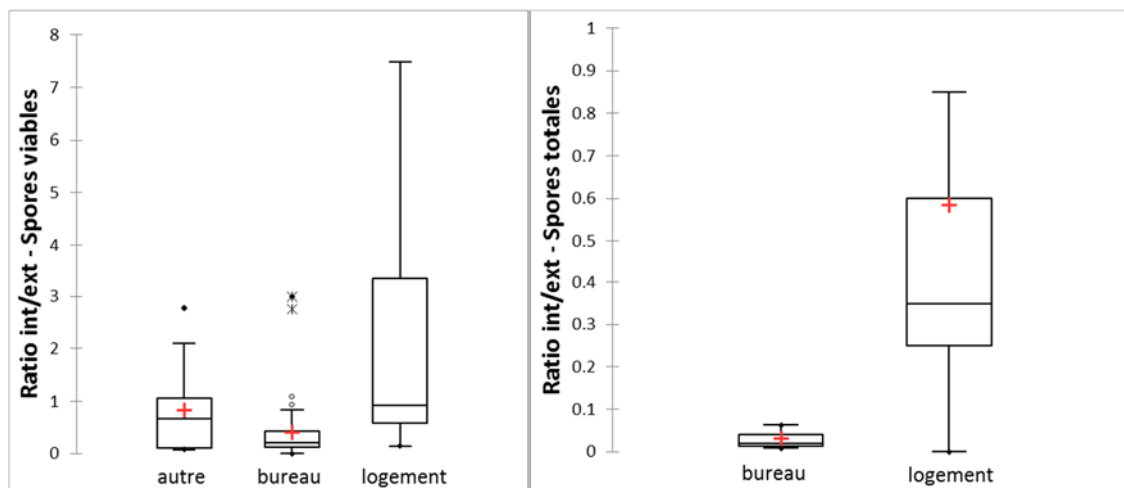


Figure 61 : Distribution du ratio int/ext des spores viables ou totales selon le type de bâtiment (12 à 44 occurrences par catégorie, sauf pour la catégorie bureau pour les spores totales : 3)

Gots et al. (2003) met en avant le fait que le transport des spores peut se faire par d'autres vecteurs que l'air. Elles peuvent être transportées dans les environnements intérieurs en étant accrochés aux chaussures, aux vêtements, aux animaux. Cela pourrait représenter un vecteur de transport non négligeable par rapport à l'air. Les auteurs listent également les facteurs suivants pouvant affecter les niveaux intérieurs et donc les ratios int/ext : la température, l'humidité, l'intrusion d'eau liquide ou condensée dans la structure du bâtiment, le nettoyage, le dépoussiérage, l'aspiration des poussières, l'épluchage de légumes et la présence de plantes ou d'animaux.

Shelton et al. (2002) ont réalisé une grande enquête nationale de 1996 à 1998 dans 1717 bâtiments dans différentes régions des Etats-Unis. Bien que les niveaux intérieurs et extérieurs de spores viables totales varient avec la saison, les auteurs ne montrent pas de variations significatives du ratio int/ext en fonction de la saison (Figure 62). Les auteurs observent par contre des variations importantes du ratio selon la région. Les ratios int/ext sont également très variables d'un bâtiment à l'autre.

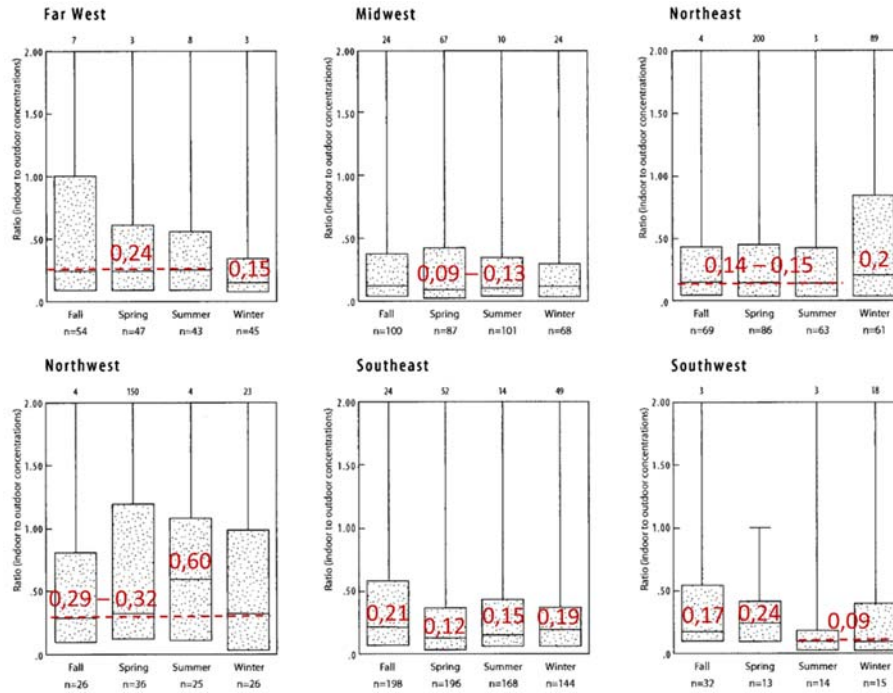


Figure 62 : Variation du ratio int/ext des spores viables totales selon la saison et la région d'enquête aux Etats-Unis (Shelton et al., 2002)

La fraction massique utilisée a sans doute également un effet sur les ratios int/ext qui pourraient être calculés. Certaines études indiquent que les spores de moisissures sont plutôt associées à des tailles de particules supérieures à 1 µm. La plupart des études ne précisent pas la gamme de taille de particules retenue par les impacteurs/collecteurs utilisés.

Dans une étude expérimentale menée à la fois sur des particules inertes et des spores de *Penicillium* (GMD 2,6 µm) et de *Cladosporium* (GMD 1,4 µm et 2,6 µm), Airaksinen et al. (2004) suggère que la pénétration des spores au travers de l'enveloppe du bâtiment pourrait ne pas obéir à la physique du transport des particules inertes. En effet, compte tenu de leurs propriétés spécifiques d'adhésion, elles peuvent s'agglomérer, adhérer aux surfaces. De plus, leur forme n'est pas forcément sphérique. Ces propriétés ne sont effectivement pas prises en compte dans les équations de transport. Considérer les spores de moisissures comme de simples particules inertes de même taille est réducteur.

Kemp et al. (2003) ont réalisé des prélèvements séquentiels de moisissures en suspension dans l'air à différentes étapes d'une centrale de traitement d'air alimentant un immeuble de bureaux à Perth (Australie) et à New York (USA). Les prélèvements ont été réalisés à l'extérieur juste au niveau de la prise d'air neuf, avant et après l'étage de filtration (AV_FILTR et AP_FILTR), avant et après les boucles de refroidissement (AV_REFR et AP_REFR), au niveau de la bouche d'insufflation (INSUFFL), dans 3 à 6 pièces de l'immeuble asservies par le système de ventilation (INT) et au niveau de la reprise d'air (REPRISE). Le système de ventilation fonctionnait avec 90 % d'air recyclé dans les deux cas et était bien entretenu. Les filtres sont âgés de 6 ou 9 mois avec une classe d'efficacité de 80 % à 85 % (norme ASHRAE 52-168). Aucun défaut d'étanchéité autour des filtres n'a été observé. La durée des prélèvements était de 5 min sur des impacteurs Andersen à 6 étages à un débit de 28,3 L/min avec un milieu de culture MEA/Chloramphénicol. Les principaux résultats exprimés en UFC/m³ ont été convertis en ratios I/E et représentés aux Figure 63 et Figure 64.

A Perth, le ratio I/E des moisissures décroît très rapidement avant même l'étage de filtrations du fait du trajet de l'air neuf dans les conduits. L'étage de filtration et les boucles de refroidissement contribuent à le diminuer encore plus. Le ratio I/E est toutefois plus élevé au niveau de la bouche d'insufflation et surtout dans les pièces de bureaux.

A New York, l'étage de filtrations ne semble pas aussi efficace, mais le ratio I/E se retrouve considérablement réduit au niveau de la bouche d'insufflation et dans les espaces intérieurs. Par contre, certaines espèces du genre *Penicillium* sont présentes en fortes quantités au sein même du système de ventilation.

Malgré le fait qu'on ne puisse pas exclure, étant donné les prélèvements séquentiels, que les variations observées sont plus liées à une variation temporelle des concentrations qu'à un réel effet des composants du système de ventilation, cette étude montre que :

- L'impact de la centrale de traitement de l'air dépend beaucoup de sa conception propre à un bâtiment donné.
- Les différents composants peuvent abriter une source d'inoculation permettant la résurgence de spores dans l'air.
- L'efficacité toute relative du système mécanique de ventilation varie selon les espèces en modifiant leur proportion dans le mélange de spores en suspension dans l'air.

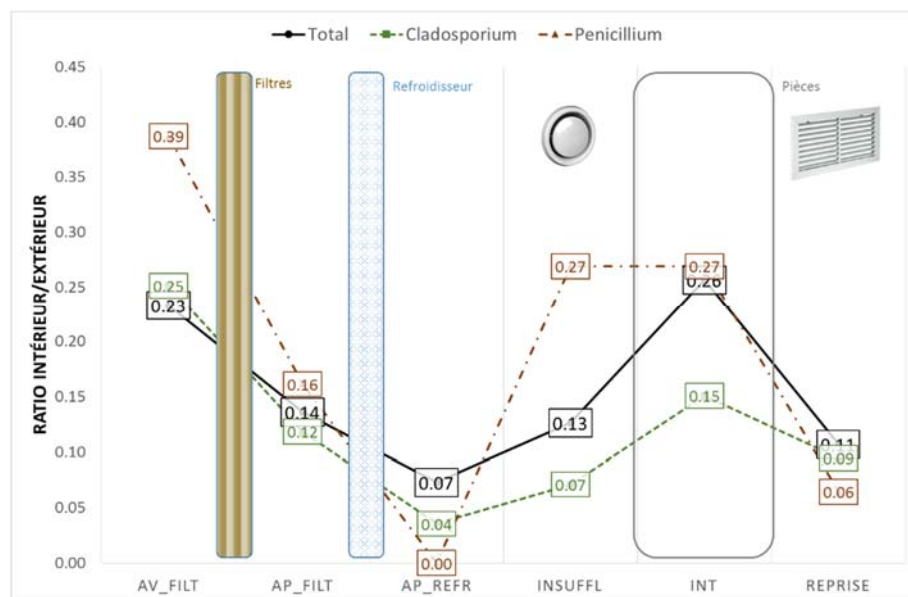


Figure 63 : Evolution du ratio int/ext de la concentration en UFC de moisissures (totales, *Cladosporium* et *Penicillium*) à différentes étapes d'une centrale de traitement d'air alimentant un immeuble de bureaux à Perth (Australie). Les ratios ont été recalculés d'après les données de Kemp et al. (2003).

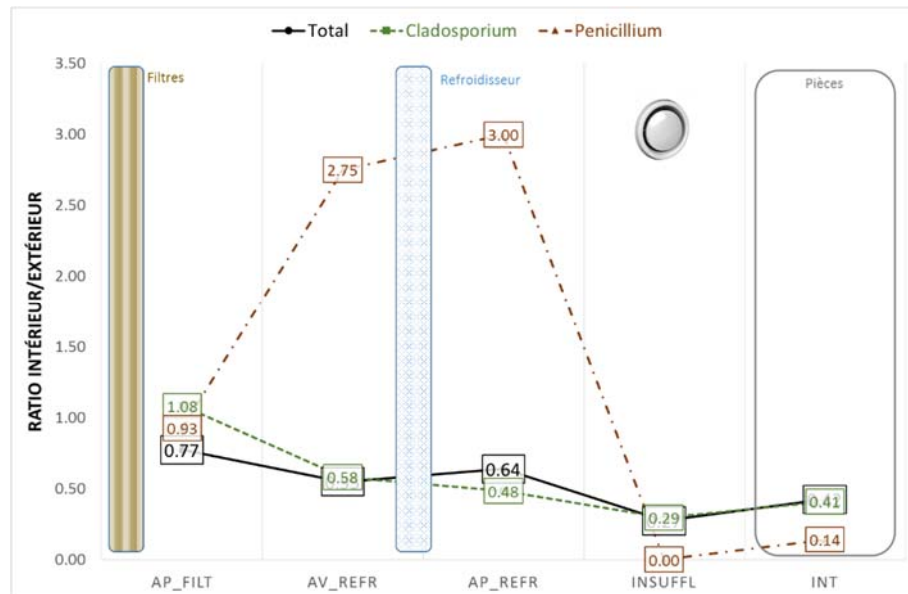


Figure 64 : Evolution du ratio int/ext de la concentration en UFC de moisissures (totales, *Cladosporium* et *Penicillium*) à différentes étapes d'une centrale de traitement d'air alimentant un immeuble de bureaux à New York (USA). Les ratios ont été recalculés d'après les données de Kemp et al. (2003).

5.13.5 Références relatives au transfert int/ext des moisissures

Airaksinen M., K., J., Pasanen, P., Seppanen, O. (2004), Fungal spore transport through a building structure. , Indoor Air, 14, 92-104

Annesi-Maesano, I., et al. (2013), Geriatric study in Europe on health effects of air quality in nursing homes (GERIE study) profile: objectives, study protocol and descriptive data, Multidisciplinary Respiratory Medicine, 8, 71

Behbod, B., et al. (2013), Wheeze in infancy: protection associated with yeasts in house dust contrasts with increased risk associated with yeasts in indoor air and other fungal taxa, Allergy, 68, 1410-1418

Behbod, B., et al. (2015), Asthma and allergy development: contrasting influences of yeasts and other fungal exposures, Clinical and Experimental Allergy: Journal of the British Society for Allergy and Clinical Immunology, 45, 154-163

Bex, V., et al. (2006), Audits environnementaux dans l'habitat : l'expérience du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, Journal de Mycologie Médicale / Journal of Medical Mycology, 16, 197-203

Brenier-Pinchart, M. P., et al. (2009), Influence of internal and outdoor factors on filamentous fungal flora in hematology wards, American Journal of Infection Control, 37, 631-637

Curtis, L., et al. (2005), Aspergillus surveillance project at a large tertiary-care hospital, The Journal of Hospital Infection, 59, 188-196

Dallongeville, A., et al. (2015), Concentration and determinants of molds and allergens in indoor air and house dust of French dwellings, Science of the Total Environment, 536, 964-972

Damiani, C., et al. (2015), Les moisissures dans l'habitat des patients allergiques en Picardie : caractérisation de la contamination, Journal de Mycologie Médicale / Journal of Medical Mycology, 25, 234

Dassonville, C., et al. (2008), Assessment and predictors determination of indoor airborne fungal concentrations in Paris newborn babies' homes, Environmental Research, 108, 80-85

Deffontaine M (2015), Caractérisation et analyse de la contamination fongique de l'habitat en picardie, Thèse, Université de Picardie, 72 p

Godwin, C. and Batterman, S. (2007), Indoor air quality in Michigan schools, Indoor Air, 17, 109-121

- Gołofit-Szymczak, M. and Górny, R. L. (2010), Bacterial and fungal aerosols in air-conditioned office buildings in Warsaw, Poland--the winter season, *International journal of occupational safety and ergonomics: JOSE*, 16, 465-476
- Gots, R. E., et al. (2003), Indoor health: background levels of fungi, *AIHA journal*, 64, 427-438
- Grimsley, L. F., et al. (2012), Indoor environmental exposures for children with asthma enrolled in the HEAL study, post-Katrina New Orleans, *Environmental Health Perspectives*, 120, 1600-1606
- Harkawy, A., et al. (2011), Bioaerosol assessment in naturally ventilated historical library building with restricted personnel access, *Annals of agricultural and environmental medicine: AAEM*, 18, 323-329
- Host S, Grange D, Chatignoux E, Sommen C, Grémy I, Dusséaux M, Bex-Capelle V, Moularat S (2010), Effets sanitaires des moisissures dans l'habitat L'enquête ESMHA, pilote d'une étude épidémiologique, ORS Île de France, Rapport 141 p.
- Kemp P.C., N.-K., H. G., Esposito, B., Lysek, G., Murray, F. (2003), Changes in airborne fungi from the outdoors to indoor air; Large HVAC systems in nonproblem buildings in two different climates., *AIHA Journal*, 64(2), 269-275
- Lee, T., et al. (2006), Culturability and concentration of indoor and outdoor airborne fungi in six single-family homes, *Atmospheric Environment (Oxford, England: 1994)*, 40, 2902-2910
- Lee, T., et al. (2006), Relationship between indoor and outdoor bioaerosols collected with a button inhalable aerosol sampler in urban homes, *Indoor Air*, 16, 37-47
- MacIntosh, D. L., et al. (2006), Airborne fungal spores in a cross-sectional study of office buildings, *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 3, 379-389
- Mouilleseaux, A., and F. Squinazi: Airborne fungi in several indoor environments. In R.A. Samson, B. Flannigan, M.E. Flannigan, A.P. Verhoff, B.C.G. Adam, and E.S. Hockstra, editors, *Health Implications of Fungi in Indoor Environments*, pp.155–162. New York: Elsevier, 1994.
- Muise, B., et al. (2010), Mold spore penetration through wall service outlets: a pilot study, *Environmental Monitoring and Assessment*, 163, 95-104
- Parat S, Perdrix A, Baconnier P. (1999), Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé., *Bull Acad Natle Med*, 183(2), 327-344
- Pegas, P. N., et al. (2011), Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring, *Environmental Geochemistry and Health*, 33, 455-468
- Robine, E., Lacaze, I., Moularat, S., Ritoux, S., Boissier, M., 2005. Characterisation of exposure to airborne fungi: Measurement of ergosterol. *Journal of Microbiological Methods* 63(2) 185-192.
- Roda, C., et al. (2011), Assessment of indoor environment in Paris child day care centers, *Environmental Research*, 111, 1010-1017
- Sautour, M., et al. (2009), Profiles and seasonal distribution of airborne fungi in indoor and outdoor environments at a French hospital, *Science of the Total Environment*, 407, 3766-3771
- Schwab, K. J., et al. (2007), Microbial and chemical assessment of regions within New Orleans, LA impacted by Hurricane Katrina, *Environmental Science & Technology*, 41, 2401-2406
- Shelton, B.G., Kirkland, K.H., Flanders, W.D., Morris, G.K. (2002), Profiles of Airborne Fungi in Buildings and Outdoor Environments in the United States, *Applied and Environmental Microbiology*, 68(4), 1743-1753
- Simon, X. and Duquenne, P. (2014), Assessment of workers' exposure to bioaerosols in a French cheese factory, *Annals of Occupational Hygiene*, 58, 677-692
- Sterling, D. A. and Lewis, R. D. (1998), Pollen and fungal spores indoor and outdoor of mobile homes, *Annals of Allergy, Asthma & Immunology: Official Publication of the American College of Allergy, Asthma, & Immunology*, 80, 279-285
- Tormo Molina, R., et al. (2002), Pollen and spores in the air of a hospital out-patient ward, *Allergologia & Immunopathologia*, 30, 232-238

5.14 Pollens

Neuf études identifiées dont deux menées en France fournissent des données sur les pollens concernant à la fois l'intérieur et l'extérieur des locaux. Une étude se distingue en étudiant le facteur de pénétration des pollens. Six d'entre elles fournissent une ou plusieurs valeurs de ratio int/ext. La plupart des études expriment la concentration de pollens dans l'air en nombre de grains par m³. L'une d'entre elles par contre la détermine en dénombrant les grains de pollens déposés sur une surface de filtre (n grains/m²/jour).

5.14.1 Facteur de pénétration des pollens

L'étude de Pichot et al. (2015) avait pour objectif d'étudier le transfert des pollens à l'intérieur de 5 maisons à proximité les unes des autres et situées en zone périurbaine aux alentours de Marseille. Les maisons n'avaient pas de système spécifique de ventilation. Des prélèvements de pollens dans la poussière ont été réalisés à 4 occasions entre février et août 2008 à l'intérieur des maisons au niveau du séjour. Ces mesures en nombre de grains par gramme de poussières aspirées ont été mises en relation avec un suivi des concentrations dans l'air réalisé sur le toit d'un hôpital situé à 500 m à l'aide d'un piège volumétrique à pollens (concentrations en nombre de grains par m³). Les auteurs ont ensuite modélisé les mesures intérieures avec les concentrations extérieures pour chaque taxon avec la formule suivante :

$$IPC_t = A \cdot OPC_t + B \cdot IPC_{t-1}$$

Avec IPC_t et IPC_{t-1} : la mesure de pollens à l'intérieur au temps t et $t-1$ (n grains / g), OPC_t : la concentration extérieure au temps t (n grains / m³), A : le coefficient de pénétration des pollens (en m³/g) et B : le coefficient de rémanence (sans unités). $t-1$ correspond à la mesure réalisée précédemment.

Les auteurs désignent A comme étant un coefficient de pénétration. Néanmoins, étant donné le fait que la mesure intérieure est réalisée dans la poussière et permet de récupérer les grains de pollens sédimentés, il ne s'agit pas d'un facteur de pénétration à proprement parler, tel qu'il a été défini tout au long de l'étude. Il ne s'agit pas non plus d'un facteur d'infiltration qui détermine à l'inverse la proportion qui reste en suspension dans l'air et donc qui n'a pas sédimenté. Les auteurs considèrent, que le terme A est proportionnel au vrai facteur de pénétration des pollens.

Les pollens de *Platanus* et *Cupressaceae* présentent les coefficients de pénétration les plus faibles (2,61 et 2,78 m³/g respectivement). Les pollens de *Quercus* sont associés à des valeurs intermédiaires de A : 5,3 m³/g. Enfin, les pollens de *Olea*, *Poaceae* et *Pinus* affichent les coefficients de pénétration les plus élevés de 18, 19,9 et 31,7 m³/g respectivement. Les pollens de *Platanus*, *Quercus* et *Cupressaceae* affichaient les plus fortes rémanences. Une forte variation du coefficient de pénétration avec la saison a été observée : les valeurs étaient en moyenne faibles en hiver (2,6 m³/g) et augmentaient jusqu'en été (204 m³/g).

La pénétration des pollens considérée dans cette étude tient compte non seulement de la pénétration aéroportée des grains de pollens au travers des ouvrants et des bouches de ventilation, mais également du transport de pollens sur les chaussures, les vêtements portés ou ceux laissés à sécher à l'extérieur. La pénétration des pollens dépend non seulement des conditions aérodynamiques, et de leurs caractéristiques aérobiologiques mais également de la période de pollinisation. Les taxons fleurissant tardivement pourraient être associés à des

coefficients de pénétration plus important car coïncidant avec les périodes où les fenêtres restent plus facilement ouvertes. Selon les taxons, les pollens présentent des formes, des textures de surface, des tailles, des densités différentes qui leur confèrent une vitesse de sédimentation et une flottabilité spécifiques. Enfin, les pratiques de nettoyage des sols et des surfaces peuvent venir modifier non pas la pénétration des pollens dans l'habitat mais plutôt leur rémanence.

5.14.2 Ratios int/ext des pollens

L'étude de Farrera et al. (2002) a suivi la sédimentation pollinique à l'intérieur d'une maison périurbaine de Saint-Priest en Rhône-Alpes durant la période de floraison de l'ambroisie. Les mesures hebdomadaires par dépôt de pollen sur filtres horizontaux étaient conduites dans la cour de la maison et dans une pièce peu fréquentée aérée régulièrement chaque jour. Les mesures obtenues étaient exprimées en nombre de grains de pollen par m² par jour. Les rapports de mesures int/ext variaient entre 0,02 et 0,06 sur 3 semaines suivies en 2000. Les valeurs étaient les mêmes pour l'ambroisie, les Urticacées et les Poacées. En 2001, le rapport int/ext variait entre 0,01 et 0,25 pour l'ambroisie, entre 0,12 et 0,30 pour les Urticacées et entre moins de 0,01 à 0,1 pour les Poacées. Les auteurs mettent en avant le fonctionnement de la maison, la production pollinique, la plus ou moins grande capacité des pollens à être transportés et le volume d'air déplacé.

Les données de ratios int/ext renseignés par les autres études sont rassemblées au Tableau 64. Les ratios int/ext associés au total des pollens regroupent toutes les données spécifiques et les mesures indifférenciées effectuées. Les quelques valeurs récoltées donnent comme tendance un ratio int/ext assez variable de l'ordre de 0,2 – 0,5.

Tableau 64 : Ratio int/ext moyens des concentrations de pollens à l'intérieur et à l'extérieur (grains/m³)

Pollens	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Total moy	21	0.05	0.75	0.23	0.24	0.15
Total P50	6	0.03	0.91	0.47	0.46	0.29
Bouleau	4	0.07	0.75	0.27	0.34	0.29
<i>Olea</i>	2	0.12	0.14			
<i>Plantago</i>	2	0.19	0.23			
<i>Poaceae</i>	2	0.22	0.26			
<i>Quercus</i>	2	0.12	0.28			

5.14.3 Niveaux de concentrations int/ext des pollens

Les données de concentrations polliniques acquises simultanément à l'intérieur et à l'extérieur sont assez peu nombreuses. Les mesures totales de pollens sont rassemblées au Tableau 65. Elles varient suivant que les études renseignent une valeur moyenne ou une valeur médiane. Cela se traduit également au niveau des rapports de concentration intérieurs et extérieurs qui est de 0,20 pour le rapport des moyennes ou de 0,40 pour le rapport des médianes.

Tableau 65 : Concentrations intérieures et extérieures de pollens dans les études identifiées (grains/m³)

Intérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moyenne	3	10	36	25	24	13
Médiane	7	0	26	8.3	8.7	9.2
Extérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moyenne	6	16	299	97	116	104
Médiane	7	0	71	21	28	27

5.14.4 Facteurs intervenant sur le transfert des pollens

Les ratios int/ext sont très variables d'une étude à l'autre et d'un taxon à l'autre, ce qui met en avant les caractéristiques morphologiques des pollens comme un facteur important du transfert int/ext.

Lee et al. (2006) ont observé des ratios int/ext très faible en période de pic pollinique (médiane de 0,025 sur la fraction inhalable), bien inférieur à ceux observés pour les moisissures. Les auteurs suggèrent au vu de leurs résultats que le facteur de pénétration des pollens est sans doute très faible du fait de leur plus grande taille comparativement aux spores et aux autres particules. Celle-ci entraîne une sédimentation plus importante conduisant vraisemblablement à des facteurs d'infiltration très faibles également. Néanmoins, une remise en suspension des particules déposées par la présence ou des mouvements aérauliques conjuguée aux autres modes de transport de pollens à l'intérieur (apports humains et animaliers) pourraient également conduire à des ratios int/ext non négligeables. Les ratios int/ext observés par ailleurs dans les autres études tendent à valider cette dernière hypothèse.

Lee et al. (2006) justifient leur faible valeur en ayant sélectionné la fraction inhalable là où la majorité des autres études ne font pas de sélection de fractions. C'est sans doute vrai. Mais en ayant choisi d'utiliser la fraction inhalable, les auteurs se limitent aux pollens de plus petites tailles ou de formes plus compactes uniquement, privilégiant certains taxons à d'autres.

La saison et plus particulièrement le moment de la mesure, en période ou non de pic polliniques va venir affecter les paramètres de transfert avec les espèces à floraison tardives susceptibles de pénétrer plus facilement dans les bâtiments du fait de l'ouverture plus fréquente des ouvrants. La pluie diminue la concentration extérieure de pollens (Tormo-Molina et al., 2002), mais son influence sur le transfert ou le ratio int/ext n'est pas déterminée dans l'étude.

Menzel et al. (2017) montrent l'influence de l'ouverture des fenêtres sur le ratio int/ext des pollens de bouleau variant de 0,07 (brève ouverture de fenêtres) à 0,75 (fenêtre grande ouverte) dans des salles universitaires en Allemagne. Les ratios int/ext horaires varient avec les facteurs météorologiques et augmentent avec la température extérieure et la vitesse du vent pour une direction perpendiculaire à la fenêtre. Une dépendance avec les concentrations intérieures précédentes est également observée, mettant en avant le caractère rémanent de la pollution pollinique et la possible influence d'une remise en suspension des pollens préalablement sédimentés.

Riediker et al. (2000) observe une chute de 90 % de la concentration pollinique entre une mesure en station et une mesure en façade. Ce qui souligne l'importance du point de mesure extérieur pour déterminer le transfert des pollens.

Tormo-Molina et al. (2009) ne détectent pas de différences dans le ratio int/ext des pollens entre différentes pièces instrumentées d'un hôpital de Badajoz (Espagne). Le mouvement du personnel entre les pièces a sans doute facilité l'homogénéisation des différents volumes. Les auteurs n'ont pas non plus observé d'influence de l'isolement de la pièce, de l'étage, ou du nombre de personnes circulant. Le ratio int/ext était plus faible au printemps (0,23) et plus élevé en été (0,39). Les auteurs suggèrent que la climatisation pourrait être une voie d'entrée des pollens à l'intérieur ou que les ouvrants étaient plus fréquemment ouverts pour expliquer cette valeur plus élevée en été.

5.14.5 Références relatives au transfert int/ext des pollens

Farrera, I., et al. (2002), La sédimentation pollinique à l'intérieur et à l'extérieur d'une maison en région Rhône-Alpes durant la période de floraison de l'ambroisie, *Revue Française d'Allergologie et d'Immunologie Clinique*, 42, 750-753

Godwin, C. and Batterman, S. (2007), Indoor air quality in Michigan schools, *Indoor Air*, 17, 109-121

Lee, T., et al. (2006), Relationship between indoor and outdoor bioaerosols collected with a button inhalable aerosol sampler in urban homes, *Indoor Air*, 16, 37-47

Menzel, A., et al. (2017), Indoor birch pollen concentrations differ with ventilation scheme, room location, and meteorological factors, *Indoor Air*, 27, 539-550

Pichot, C., et al. (2015), Inference of the pollen penetration and remanence into dwellings using seasonal variation of indoor/outdoor pollen counts, *Aerobiologia*, 31, 315-322

Riediker, M., et al. (2000), Personal pollen exposure compared to stationary measurements, *Journal of Investigational Allergology & Clinical Immunology*, 10, 200-203

Sterling, D. A. and Lewis, R. D. (1998), Pollen and fungal spores indoor and outdoor of mobile homes, *Annals of Allergy, Asthma & Immunology: Official Publication of the American College of Allergy, Asthma, & Immunology*, 80, 279-285

Tormo Molina, R., et al. (2002), Pollen and spores in the air of a hospital out-patient ward, *Allergologia Et Immunopathologia*, 30, 232-238

Tormo-Molina, R., et al. (2009), Seasonal and spatial variations of indoor pollen in a hospital, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6, 3169-3178

5.15 Autres polluants

5.15.1 Composés organiques volatils (COV)

La bibliométrie concernant des éléments relatifs au transfert int/ext des composés organiques volatils (COV) a permis d'identifier 132 références. Leur réelle pertinence n'a pas été étudiée à ce stade. Ces références ont été ensuite classées par famille :

- Acides (20)
- Alcanes, alcènes, oléfines, paraffines (5)
- Aldéhydes et cétones, composés carbonylés (68)
- Aromatiques et BTEX (27)
- Terpènes (20)

Il est intéressant de voir que la majorité des études se sont intéressées aux composés carbonylés, alors même que les niveaux extérieurs sont très faibles aux regards des concentrations intérieures. Cela tend à montrer que l'objectif de ces études est plutôt la caractérisation des ambiances plus que l'étude des phénomènes de transfert.

L'ensemble des publications identifiées est listé au chapitre 8.

5.15.2 Composés organiques semi-volatils (COSV)

La bibliométrie concernant des éléments relatifs au transfert int/ext des composés organiques semi-volatils (COSVs) a permis d'identifier 250 références. Leur réelle pertinence n'a pas été étudiée à ce stade. Ces références ont été ensuite classées par famille de COSV :

- Alkyl phénols (4)
- Bisphénol (7)
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP (110)
- Muscs (3)
- Organochlorés (0)
- Organophosphorés (6)
- Composés perfluorés (12)
- Pesticides (48)
- Phtalates (11)
- Polybromodiphenyl éthers – PBDE (32)
- Polychlorobiphényles – PCB (38)
- Pyrethroïdes (10)
- Retardateurs de flamme (19)
- Triclosan (0)

Les publications concernant les HAPs sont bien plus nombreuses (110) que les autres familles de substances. Les pesticides, les PBDEs et les PCBs sont assez étudiés du point de vue des environnements intérieurs et extérieurs. Les études se font plus rares sur les autres familles chimiques ou sur des substances particulières comme le triclosan.

La liste détaillée des publications identifiées est fournie au chapitre 9.

5.16 Synthèse des connaissances sur le transfert int/ext des polluants réglementaires

5.16.1 Benzène

- Aucune donnée sur le facteur de pénétration P. Sa faible réactivité avec les surfaces peut laisser supposer que P est proche de 1.
- Une seule donnée disponible pour le facteur d'infiltration F par analogie avec un autre COV, le méthyl-tert-butyl ether (MTBE), valeur de 0,86 pour des logements.
- Le ratio int/ext en absences de sources connues reste légèrement supérieur à 1, autour de 1,2 en tendance centrale.
- Facteurs identifiés affectant le ratio int/ext du benzène en première approche :
 - o Zone de densité urbaine : I/E (urbain) > I/E (périurbain).
 - o Aucune variation observée selon la saison
 - o Type de bâtiments : I/E (bureaux) > I/E (autres bâtiments)
 - o Présence d'un garage communiquant : I/E (avec garage) > I/E (sans garage)
 - o Pièce instrumentée : selon la présence ou l'absence de sources dans la pièce instrumentée (fumeurs, autres combustions), le ratio I/E obtenu peut varier.
 - o Point de mesure extérieur : la forte différence de concentration extérieure de benzène entre un axe à fort trafic et une mesure dans une arrière-cour ou en zone rurale conduit à des variations importantes de ratios I/E.

5.16.2 CO

- Aucune donnée sur le facteur de pénétration P. Sa faible réactivité avec les surfaces peut laisser supposer que P est proche de 1.
- Le facteur d'infiltration F du CO varie entre 0,7 et 0,9 selon les conditions de ventilation dans un logement. Pas d'autres données disponibles.
- Le ratio int/ext du CO en absences de sources intérieures identifiées est de 0,8 en valeur médiane.
- Facteurs identifiés affectant le ratio int/ext du CO en première approche :
 - o Présence de sources de combustion à l'intérieur : la présence de fumeurs ou d'un garage attenant augmente le ratio I/E du CO ;
 - o Effet de la saison sur le ratio I/E du CO avéré ou non selon les études ;
 - o Type de bâtiment : I/E (écoles) < I/E (logements ou bureaux) ;
 - o Point de mesure extérieur : I/E (proche bâtiment) > I/E (station de réseau de surveillance). La concentration extérieure en CO varie selon la distance à la source extérieure ;
 - o Le jour de la semaine : I/E (jours ouvrés) < I/E (week-ends). La concentration extérieure en CO est plus importante les jours ouvrés ;

- o Homogénéité du volume intérieur : le ratio I/E peut varier si la concentration n'est pas homogène dans le volume Ce facteur affecte également le déphasage entre la concentration intérieure et la concentration extérieure ;
- o La direction du vent et l'exposition de la façade : I/E (sous le vent) < I/E (au vent) ;
- o Le taux de renouvellement d'air : le ratio I/E augmente avec le taux de renouvellement d'air tout en restant inférieur à 1 durant les périodes d'inoccupation.

5.16.3 SO₂

- Une seule donnée de facteur de pénétration P pour le SO₂ égale à 1, mais elle correspond au transfert depuis une pièce vers une chambre expérimentale. La donnée n'est donc pas représentative.
- Le facteur d'infiltration F du SO₂ renseigné par 4 occurrences se situe autour de 0,4.
- Le ratio I/E du SO₂ est du même ordre que le facteur F, autour de 0,4. Mais peu de données sont disponibles.
- Facteurs identifiés affectant le ratio int/ext du SO₂ en première approche :
 - o Surface des revêtements intérieurs : Plus la surface augmente, et plus le dépôt de SO₂ sur les surfaces augmente, ce qui diminue d'autant le facteur d'infiltration F tout comme le ratio I/E ;
 - o Influence de la saison qui intervient sur le taux de renouvellement d'air et qui modifie les échanges avec les surfaces : I/E (été) > I/E (hiver) ;
 - o Utilisation de la climatisation : la présence d'unités de climatisation diminue le ratio I/E
 - o La vitesse du vent : le ratio I/E augmente avec la vitesse du vent ;
 - o La température extérieure : le ratio I/E augmente avec la température extérieure ;
 - o L'ouverture des fenêtres augmente le ratio I/E.

5.16.4 NO₂

- Aucune donnée sur le facteur de pénétration P. Sa réactivité avec les surfaces peut laisser supposer que P est inférieur à 1.
- Le facteur d'infiltration F se situe autour de 0,6 et varie de 0,3 à 0,9 selon les occurrences. Le nombre d'études concerné reste néanmoins faible.
- Le ratio I/E du NO₂ est assez bien renseigné pour les logements et les écoles. Il est en moyenne de 1 en absences présumées de sources intérieures mais très variable selon les occurrences.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext du NO₂ en première approche :

- o Présence de sources intérieures : la présence de gazinières ou de surfaceuses dans le cas des patinoires augmente le ratio I/E du NO₂ ;
- o Type de bâtiments : I/E (écoles) > I/E (logements ou bureaux) ;
- o Influence marquée de la saison : F (été) > F (hiver) tout comme I/E (hors-chauffe) > I/E (chauffe) ;
- o Dépendance de NO₂ avec NO, O₃ et également avec l'acide nitreux (HONO) : les données de transfert de NO₂ sont influencées par la concentration de ces autres substances ;
- o Zone de densité urbaine et l'étage en lien avec la variation de la concentration extérieure : plus la concentration extérieure diminue, plus I/E augmente ;
- o Aucune variation du ratio I/E de NO₂ avec la perméabilité de l'enveloppe du bâtiment ;
- o Influence du jour et de la nuit : I/E (nuit) < I/E (jour) mais l'influence dépend de la présence éventuelle de filtres ;
- o Type de ventilation : F (ventilation mécanique) > F (sans ventilation mécanique), mais aucune influence sur le ratio I/E de NO₂.
- o Taux de renouvellement d'air : augmentation de F avec le taux de renouvellement d'air, mais influence négligeable sur le ratio I/E de NO₂ ;
- o Présence de climatisation : I/E (climatisation) < I/E (sans) ;
- o Filtration : l'efficacité des filtres pour le NO₂ varie dans le temps et dépend de O₃ ;
- o Augmentation des surfaces intérieures : F diminue avec l'augmentation des surfaces de revêtements disponibles à l'intérieur ;
- o Réactivité chimique : la photolyse de NO₂ à l'extérieur, sa formation par la réaction rapide de NO avec O₃ et la présence de matériaux interagissant avec O₃ influencent la concentration intérieure de NO₂ et donc indirectement l'évaluation de son transfert int/ext.

5.16.5 Ozone

- Le facteur de pénétration P a été évalué expérimentalement dans différentes configurations. P est en moyenne de 0,6.
- Le facteur d'infiltration F est moins documenté. Il varie entre 0,2 et 0,6 selon les occurrences, avec une valeur moyenne de 0,3.
- Le ratio I/E d'ozone plus documenté varie entre 0 et 0,8 avec une valeur moyenne de 0,3 proche de F.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext de l'ozone en première approche :
 - o Forte influence des surfaces des revêtements intérieurs : Plus la surface augmente, et plus le dépôt d'ozone sur les surfaces augmente, ce qui diminue d'autant le facteur d'infiltration F tout comme le ratio I/E ;

- o Type de bâtiments : I/E (écoles) < I/E (logements ou bureaux ou autres) ;
- o Perméabilité de l'enveloppe : le facteur de pénétration P tout comme le ratio I/E de l'ozone augmentent avec le débit de perméabilité de l'enveloppe ;
- o Nature de l'isolant de l'enveloppe : influence sur le facteur de pénétration P ;
- o Point de mesure extérieur : la concentration d'ozone en façade peut être supérieure à celle mesurée en station de surveillance, avec une incidence sur le ratio I/E de l'ozone ;
- o Ouverture des fenêtres : le facteur d'infiltration F et le ratio I/E d'ozone augmente avec l'ouverture des fenêtres mais restent inférieurs à 1 ;
- o Filtration : l'influence de la filtration sur le ratio I/E d'ozone est variable selon l'efficacité très changeante des filtres ;
- o Climatisation : l'utilisation d'un climatiseur en fonctionnement diminue le ratio I/E de l'ozone
- o Présence de sources de combustion (gazinières) : le ratio I/E d'ozone diminue fortement lors du fonctionnement de gazinières émettant des COV et surtout du NO qui réagissent avec l'ozone disponible ;
- o Réactivité chimique : l'interdépendance des concentrations d'ozone, d'oxydes d'azote, de certains COV réactifs comme les terpènes, ainsi que des surfaces disponibles influencent directement l'évaluation du transfert de l'ozone à l'intérieur. Le transfert int/ext de l'ozone observé est la résultante de l'ensemble de ces interactions.

5.16.6 Particules (fraction massique PM₁₀)

- Quelques rares études ont déterminé le facteur de pénétration P associé à la fraction PM₁₀ des particules. P est très variable de 0,1 à 1 selon les occurrences et notamment l'efficacité des filtres utilisés. Il est estimé en moyenne à 0,5. Aucune donnée de P n'est disponible en absence complète de filtres.
- Le facteur d'infiltration F est également très variable entre 0,1 et 0,9 avec une moyenne de 0,4. En absence de filtration, une valeur moyenne de F de 0,6 est observée.
- Les valeurs de ratio I/E (PM₁₀) sont fortement influencées par la présence de sources intérieures de particules, notamment la présence de fumeurs et celle des occupants. En absence de sources et en période d'inoccupation, le ratio I/E se situe en moyenne autour de 0,7. Il est en moyenne de 1,4 en intégrant les périodes d'occupation.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des particules (PM₁₀) en première approche :
 - o Type de ventilation : F (ventilation mécanique) < F (sans). Cette influence est toutefois dépendante de la présence de filtres associés au système de ventilation. Par contre, aucune influence significative du type de ventilation n'est observée sur le ratio I/E pour la fraction PM₁₀ ;

- o Filtration : très forte influence sur le facteur d'infiltration F avec $F = 0,3$ (filtres) $< F = 0,6$ (sans filtres) ;
- o Pas d'effet significatif de la saison sur le ratio I/E et faible influence sur F ;
- o Point de mesure extérieur : Il influence directement la concentration extérieure, mais également la détermination du facteur d'infiltration F . $F(\text{station}) < F(\text{façade})$;
- o Climatisation : l'utilisation de refroidisseurs évaporatifs diminue le ratio I/E (PM_{10}) ;
- o Faible influence du taux de renouvellement d'air sur le ratio I/E (PM_{10}) ;
- o Faible influence de la direction du vent sur le ratio I/E (PM_{10}).

5.16.7 Particules (fraction massique $PM_{2.5}$)

- Le facteur de pénétration P des particules (fraction $PM_{2.5}$) est principalement renseigné dans les logements et les bureaux et provient exclusivement d'études américaines. Il est en moyenne de 0,8 mais varie de 0,2 (en présence de filtres à haute efficacité) jusqu'à 1.
- Le facteur d'infiltration F est relativement bien renseigné à l'international, moins en France. Il est également très variable et se situe en moyenne à 0,6.
- Le ratio I/E ($PM_{2.5}$) est en moyenne de 1,1 en l'absence de sources de combustion (fumeurs). Il est en moyenne de 0,9 en périodes d'inoccupation.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des particules ($PM_{2.5}$) en première approche :
 - o Influence significative de la saison sur le facteur d'infiltration F : $F(\text{hors-chauffe}) = 0,7 > F(\text{chauffe}) = 0,5$. Par contre, la saison n'a aucune influence significative sur le ratio I/E ($PM_{2.5}$) ;
 - o Type de ventilation : influence significative sur I/E ($PM_{2.5}$) avec I/E (mécanique) $< I/E$ (aucun système ou mixte). Par contre, le type de ventilation n'a aucune influence significative sur le facteur d'infiltration F ;
 - o Influence du taux de renouvellement d'air sur F pour un même système de ventilation mécanique : F diminue avec l'augmentation du taux de renouvellement d'air. Pour la plupart des autres études, F augmente avec le taux de renouvellement d'air ;
 - o La présence d'un caisson d'échange d'air dans le système de ventilation diminue F ;
 - o Filtration : aucune influence significative de la présence d'une filtration n'est observée ni sur F , ni sur I/E . Cela est sans doute lié au fait que les efficacités des filtres ne sont pas renseignés et sont très variables d'un filtre à l'autre pour cette gamme de particules ;
 - o Ouverture des fenêtres : influence positive de l'ouverture des fenêtres sur le facteur d'infiltration F (0,9 contre 0,6 en moyenne) ;

- o Type de bâtiment : I/E (bureaux) < I/E (logements ou écoles ou autres). Pas d'influence sur le facteur d'infiltration F. L'influence du type de bâtiments est sans doute en lien avec le type de ventilation et la filtration.
- o Âge du bâtiment : influence variable sur F selon les études ;
- o Facteurs météorologiques : F augmente avec la vitesse du vent et la différence de température int-ext ;
- o Climatisation : l'utilisation d'une unité de climatisation diminue F ;
- o Composition des particules (fraction semi-volatile) : revolatilisation possible d'une partie de la masse des particules ayant pénétré dans l'environnement intérieur plus chaud avec comme conséquence un facteur d'infiltration F plus faible et un ratio I/E également plus faible ;
- o Méthode de calcul de F : selon le niveau de détail des hypothèses considérées dans les modèles de calcul, F peut varier du simple (un seul jeu d'hypothèse pour tous les logements) au double (hypothèse et paramètre propres à chaque logement) ;
- o Valeur locative du logement : les maisons à faible valeur locative présentent en moyenne des facteurs d'infiltration plus élevés aux Etats-Unis ;
- o Zone de densité urbaine et type de logements : les appartements de centre-ville pourraient procurer un meilleur abri au regard de l'infiltration des particules par rapport aux maisons situées plus en périphérie (cas du Grand Londres).

5.16.8 Particules (autres fractions/indicateurs)

- Le facteur de pénétration P des particules varie en moyenne selon leur diamètre de 0,2 (particules < 0,01 μm) à 0,8 (particules de 0,1 à 2,5 μm). Pour les particules plus grosses entre 2,5 et 10 μm , P se situe autour de 0,5.
- Le facteur d'infiltration F varie selon le diamètre des particules en moyenne de 0,1 (particules < 0,01 μm) à 0,4 (particules de 0,01 à 1 μm). Le facteur d'infiltration décroît ensuite avec le diamètre des particules plus grosses (0,2 en moyenne pour des particules de 2,5 à 10 μm).
- Le ratio I/E des particules se situe autour de 0,7-0,8 pour les particules comprises entre 0,01 et 1 μm . Il est supérieur à 1 pour les particules plus grosses et augmente fortement avec le diamètre des particules (autour de 6 pour des diamètres compris entre 10 et 20 μm). Le fait que le ratio I/E soit quasi-systématiquement supérieur à F, implique l'existence d'apports internes, vraisemblablement liés à différentes formes de remises en suspension. De ce fait, le ratio I/E n'est pas un bon indicateur de transfert.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des particules (autres indicateurs) en première approche :
 - o Le diamètre des particules modifie considérablement les propriétés aérodynamiques et de dépôt et par conséquent les paramètres de transfert. Les

particules de diamètre intermédiaires présentent le facteur de pénétration P et le facteur d'infiltration F les plus élevés. De la même façon, l'efficacité des filtres dépend du diamètre des particules, mais également de l'occupation favorisant la remise en suspension pour les particules les plus grosses ;

- o L'enveloppe du bâtiment par sa perméabilité et le diamètre des fissures ou ouvertures intervient sur le facteur de pénétration P. L'âge du bâtiment indirectement relié à la perméabilité de l'enveloppe se retrouve également associé à P ;
- o L'ouverture des fenêtres augmente le facteur de pénétration P, mais de façon variable selon le diamètre des particules. Il augmente également le ratio I/E mais de façon différenciée selon le diamètre des particules et l'occupation ;
- o Le taux de renouvellement d'air augmente le facteur d'infiltration F, mais de façon variable selon le diamètre des particules. Il n'a pratiquement aucun effet sur les particules nanométriques ($< 0,01 \mu\text{m}$). C'est par contre le facteur majeur pour les particules ultrafines ($< 0,1 \mu\text{m}$) ;
- o La constante de dépôt des particules sur les surfaces est un facteur majeur d'influence du facteur d'infiltration F pour l'ensemble des particules ;
- o La saison intervient sur le facteur d'infiltration F des particules : $F(\text{hiver}) < F(\text{été})$;
- o La composition des particules en sulfates ou en carbone élémentaire (peu volatil) ou au contraire en nitrates ou en carbone organique (plus volatil) influence directement le facteur d'infiltration F ;
- o L'occupation affecte le ratio I/E des particules notamment pour les plus grosses particules.

5.16.9 Benzo(a)pyrène

- Aucune occurrence du facteur de pénétration P n'est disponible pour le benzo(a)pyrène (BaP).
- Quatre études ont déterminé le facteur d'infiltration F du benzo(a)pyrène. Il est en moyenne de 0,6 en considérant la concentration totale dans l'air (phase gazeuse + particulaire). Une étude donne une valeur de F de 0,8 en ne considérant que la concentration particulaire du benzo(a)pyrène.
- Peu d'études ont déterminé le ratio I/E du benzo(a)pyrène. On distingue là encore les études ciblant la concentration totale dans l'air (I/E moyen de 0,9) de celles mesurant la concentration particulaire (I/E moyen de 1,2).
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext du benzo(a)pyrène en première approche :
 - o Pression de vapeur : comme le benzo(a)pyrène est majoritairement associé à la phase particulaire, l'ensemble des facteurs affectant le transfert int/ext des particules joue également sur le transfert du BaP.

- o La fraction granulométrique collectée pour la mesure du BaP peut affecter le facteur d'infiltration F et le ratio I/E ;
- o Les effets de revolatilisation dues à une différence de température entre l'intérieur et l'extérieur peuvent affecter le facteur d'infiltration F et le ratio I/E en redistribuant une partie des substances semi-volatiles comme le BaP vers les surfaces intérieures ;
- o Une étude indique l'absence de variation saisonnière du ratio I/E (BaP) contrairement aux autres hydrocarbures aromatiques polycycliques.

5.16.10 Métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb, Hg)

- Aucune donnée n'a été identifiée concernant le transfert int/ext du mercure (Hg).
- Quelques études documentent le facteur de pénétration P des métaux lourds. Il varie en moyenne de 0,7 pour le cadmium, 0,8 pour l'arsenic, 0,9 pour le plomb à 1 pour le nickel.
- Trois études ont déterminé le facteur d'infiltration F des métaux lourds. Celui-ci varie de 0,4 pour le cadmium, 0,5 pour l'arsenic et le plomb à 0,6 pour le nickel.
- Les ratios I/E associés aux métaux lourds sont très variables d'une étude à l'autre. Ils varient entre 0,2 et plus de 5. Les valeurs supérieures à 1 ne sont pas systématiquement associées à des sources intérieures connues. Ce qui rend difficile leur interprétation en tant que paramètre de transfert.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des métaux lourds en première approche :
 - o Les métaux lourds étant associés à la phase particulaire. L'ensemble des facteurs affectant le transfert int/ext des particules intervient également sur celui des métaux lourds ;
 - o La fraction collectée a une incidence sur le ratio I/E des métaux lourds. Le ratio I/E est plus élevé pour Cd, Ni et Pb en considérant la fraction 1 à 10 µm comparativement à la fraction de diamètre inférieur à 1 µm. Cette observation est également vraie entre les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} ;
 - o L'occupation des locaux par l'effet de remise en suspension des particules conduit systématiquement à des ratios I/E plus élevés pour tous les métaux lourds et ce quelle que soit la fraction massique prise en compte ;
 - o Le ratio des abondances int/ext pour un métal donné correspond au rapport entre le facteur d'infiltration du métal au regard du facteur d'infiltration des particules. C'est donc un indicateur relatif de transfert int/ext ;
 - o Comme pour les espèces semi-volatiles, la revolatilisation d'une partie de la masse particulaire liée à l'écart de température int-ext peut conduire à une variation du facteur d'infiltration F et du ratio I/E.

5.16.11 Moisissures

- Le facteur de pénétration P des moisissures a été déterminé par deux études expérimentales. Il varie selon l'espèce considérée et les conditions de 0,01 (spores de *Penicillium* avec une faible différence de pression) à 0,5 (spores de *Cladosporium* avec une forte différence de pression).
- Aucune estimation du facteur d'infiltration F n'est disponible.
- Le ratio I/E des moisissures est le plus souvent documenté, notamment par rapport à la concentration de spores viables (UFC/m³). Certaines situations comme la présence de moisissures visibles conduisent à des valeurs de ratio I/E très supérieures à 1. En considérant les ratios I/E médians, moins sujets aux valeurs atypiques, on observe une variation comprise entre 0,2 et 0,6 selon l'espèce considérée.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des moisissures en première approche :
 - o L'espèce de moisissure considérée : chaque espèce a une forme particulière de spores associées à une gamme de taille de particules. Les paramètres de transfert sont donc dépendants du genre et de l'espèce considérées ;
 - o La méthode de dénombrement des moisissures influence directement les valeurs de paramètre de transfert ou de ratio I/E observés ;
 - o Les durées de prélèvement très courtes de l'ordre de quelques minutes associées la plupart du temps à la non-simultanéité des mesures intérieures et extérieures, rendent les estimations de ratios I/E très variables et tributaires des variations temporelles. Cette forte variabilité liée à la technique de prélèvement est une contrainte majeure pour la détermination des conditions de transfert des moisissures de l'intérieur vers l'extérieur ;
 - o La saison affecte les concentrations intérieures et extérieures de spores de moisissures et ce de manière variable selon l'espèce. L'effet saisonnier sur les paramètres de transfert est par contre plus difficile à établir au vu des considérations ci-dessus et des données disponibles. ;
 - o La zone géographique : aux Etats-Unis, le ratio I/E variait en fonction de la région étudiée pour une même saison ;
 - o Le type de bâtiments : Le ratio I/E médian en spores viables est plus élevé dans les logements (1) par rapport aux bureaux (0,2). Cette dernière valeur est proche du ratio I/E observé en présence d'une ventilation mécanique généralement associée à la filtration (0,3) ;
 - o La conception et les composants d'une centrale de traitement d'air vont induire de fortes variations du ratio I/E des spores viables de moisissures au sein même du système de ventilation pouvant conduire à des valeurs élevées au niveau des bouches d'insufflation ;
 - o Les propriétés spécifiques d'adhésion des spores de moisissures ont sans doute une influence sur le facteur de pénétration P généralement plus faible que celui de particules inertes de même diamètre ;

- o L'adhésion des spores au sein des parois ou sur les surfaces intérieures où les moisissures peuvent ensuite se développer créer un phénomène de rémanence, qui accroît l'exposition des occupants aux moisissures d'origine extérieure ;
- o Le déplacement des occupants et des animaux entre l'intérieur et l'extérieur pourrait être un vecteur de transfert non négligeable de spores (mais également de grosses particules, de pollens, et de substances peu volatiles) ;

5.16.12 Pollens

- Un autre indicateur de pénétration des pollens est utilisé à partir de la quantité sédimenté à l'intérieur. Il ne renseigne pas le transfert int /ext via l'air. Le facteur de pénétration est sans doute très faible au vu de leur grande taille comparativement aux spores et aux autres particules.
- Aucune donnée n'est disponible sur le facteur d'infiltration F relatif aux pollens.
- Peu de données sont disponibles sur les ratios I/E. Le ratio I/E des pollens apparaît assez variable selon les situations. Il est toutefois systématiquement inférieur à 1, avec une tendance centrale autour de 0,2 – 0,5.
- Facteurs identifiés affectant le transfert int/ext des pollens en première approche :
 - o L'espèce végétale du pollen considéré : chaque espèce a une forme particulière de pollen associé à une gamme de taille de particules. Les paramètres de transfert sont donc dépendants du genre et de l'espèce considérées ;
 - o Plus particulièrement associées aux grosses particules, le transfert int/ext des pollens va dépendre des facteurs identifiés pour cette même gamme de particules, notamment l'effet de remise en suspension et l'occupation des locaux ;
 - o Les caractéristiques aérobiologiques spécifiques des pollens liées notamment à leur forme, leur texture, et leur densité, peuvent modifier le transfert des pollens à l'intérieur par rapport à des particules inertes de même diamètre ;
 - o La période de pollinisation peut pour certains taxons coïncider avec une période où les fenêtres sont plus fréquemment ouvertes, faisant ainsi varier les paramètres de transfert sur une base saisonnière ;
 - o La remise en suspension des pollens sédimentés crée un effet de rémanence de l'exposition des occupants aux pollens, que seul le nettoyage des sols et surfaces peut éliminer ;
 - o L'ouverture des fenêtres augmente le ratio I/E des pollens ;
 - o Les facteurs météorologiques notamment la température extérieure et la vitesse du vent augmentent le ratio I/E des pollens ;
 - o Le point de mesure extérieur pris comme référence peut considérablement modifier les conclusions sur le transfert des pollens suivant que la mesure provient d'une station distante ou d'une mesure à proximité immédiate du bâtiment.

6 Conclusions

L'étude de l'impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'air intérieur s'est déroulée en 4 étapes : 1) la recherche des publications pertinentes documentant les paramètres de transfert pour les polluants prioritaires cibles et les facteurs qui les influencent, 2) la constitution d'une base de données collectant pour chacune des publications retenues les paramètres de transfert tels que le facteur de pénétration P, le facteur d'infiltration F, le ratio intérieur/extérieur, les concentrations intérieures et extérieures, mais également les éléments de contexte et de métrologie qui accompagnent l'étude, 3) l'analyse des données disponibles pour chacun des polluants prioritaires cibles et 4) l'analyse des facteurs déterminants sur le transfert.

La recherche des publications pertinentes s'est attachée à une méthodologie ciblant en premier lieu les publications d'études menées en France ou citant des études françaises (103 publications conservées). Très rapidement, cette recherche s'est avérée insuffisante en nombre d'études disponibles au regard des polluants prioritaires sélectionnés et au regard des critères de transfert intérieur/extérieur.

La recherche a donc été étendue aux autres pays européens, à l'Amérique du nord et au Japon et à l'Australie et ciblée par polluant (76 publications complémentaires). Certains polluants comme les particules ont été très étudiés au regard des problématiques de transfert int/ext et par conséquent il a été décidé de ne pas collecter plus de publications les concernant à moins que d'autres substances d'intérêt soient renseignées.

Une recherche dans la littérature grise a été conduite en analysant les documents fournis par les experts qui ont répondu à un appel à manifestation lancé par l'Anses, en ré-analysant les travaux du CSTB ou de l'OQAI menés sur le sujet, en piochant dans la veille du réseau RSEIN, dans la documentation de l'AIVC, en récupérant des publications d'intérêt qui avait échappées aux premiers cribles, dans des projets européens, dans des études menées par l'US EPA, dans des comptes rendus de conférences, et dans l'inventaire des données sur la qualité de l'air intérieur en France menées par l'OQAI (64 études retenues incluses en base de données et 31 autres abordant des aspects spécifiques au transfert de manière générale).

Pour autant, malgré les efforts fournis, la démarche n'a pas pu être menée de manière exhaustive dans les temps impartis. Notamment en termes de littérature grise, où les rapports du LCSQA et les nombreuses études menées localement par les AASQA n'ont pas pu être traitées. Ces dernières sont bien présentes dans les inventaires de QAI, mais ils n'intègrent pas les données extérieures, les ratios ou d'autres paramètres de transfert. Malgré tout, l'échantillon de plus de 270 publications traitées dans cette étude fournit de précieuses informations sur les conditions de transfert des polluants dans les environnements intérieurs.

Par ailleurs, cette revue de la littérature a également été l'occasion de dénombrer les études abordant le transfert intérieur/extérieur pour les autres polluants, notamment les composés organiques volatils et semi-volatils, comptant respectivement 132 et 250 publications. Mais leur pertinence au regard des données de transfert reste encore à établir.

Sans conteste, l'analyse des articles et l'extraction des informations pertinentes vers la base de données a été l'étape la plus consommatrice de temps. En effet, d'une étude à l'autre, les informations relatives au transfert sont quelquefois minimales mais toujours disparates et disséminées tantôt dans des tableaux, tantôt au milieu du texte et souvent sous forme de graphiques. Une étude peut fournir une simple moyenne globale en ayant instrumenté

plusieurs centaines de bâtiments et une autre détaillera le transfert dans les différentes configurations étudiées. C'est une des raisons pour lesquelles les données présentées n'ont pas été pondérées par le nombre de bâtiments, une information d'ailleurs pas toujours bien renseignée. C'est une base de données vivante prête à recevoir de nouvelles études sur le transfert ou intégrer de nouveaux polluants.

La base de données à ce stade comporte plus de 4700 occurrences (lignes) sur 80 colonnes décrivant les différentes situations où un paramètre est renseigné (concentration intérieure ou extérieure, facteur de pénétration P, facteur d'infiltration F, ratio int/ext), dans une situation donnée et pour un polluant réglementaire identifié. Tous les champs ne sont pas toujours renseignés. Certaines informations, notamment relatives à la caractérisation de l'enveloppe ou la nature de l'isolant, ne sont pratiquement jamais fournies. L'ensemble de ces informations permettent de réaliser une méta-analyse des données, qui a été entamée dans ce rapport en essayant de croiser pour chacun des polluants, lorsque le nombre d'occurrences le permettait, les paramètres de transfert avec l'année de mesures, le type de logements, la saison, le type de ventilation, la présence de filtres, l'ouverture des fenêtres, la présence d'occupants entre autres variables.

Les données collectées ont permis d'établir pour chacun des polluants ciblés, un ordre de grandeur pour chacun des indicateurs de transfert. La plupart des données pertinentes proviennent d'études américaines bien maîtrisées. Les paramètres clés du transfert que sont le facteur de pénétration P et le facteur d'infiltration F sont très peu documentés dans les études menées en France. Ceux qui le sont ne sont d'ailleurs pas toujours identifiés comme tels. Par exemple, l'étude menée sur le transfert des polluants dans un appartement parisien vide fournit les pentes de régression des concentrations intérieures en fonction de l'extérieur, sans spécifier que la pente représente un facteur d'infiltration moyen. Ces données existent dans la plupart des études françaises, mais ne sont pas mises en avant ou affichées dans les publications. Ce sont le plus souvent les coefficients de corrélation ou de détermination qui sont mis en avant et pas la pente des droites de régression. Les études recherchent également les déterminants des concentrations intérieures par modèles de régression multiple ou modèles multiniveaux. Le coefficient associé à la concentration extérieure, pour des données non transformées, peut également être interprété comme un facteur d'infiltration moyen. Mais, il est alors nécessaire d'exercer un œil critique sur les autres variables introduites dans le modèle notamment lorsqu'elles font également appel à des notions de transfert.

Les caractéristiques de construction et d'utilisation du conditionnement d'air varient entre les différentes régions des Etats-Unis, mais également par rapport à la France. La transposabilité des informations de transfert observées outre-Atlantique à nos contrées peut s'avérer hasardeuse, notamment durant l'été où l'utilisation intensive du conditionnement d'air modifie les pratiques d'aération entre les Etats-Unis et la France. Cela souligne d'autant plus la nécessité de produire des données de transfert propres au parc de bâtiments européens et français.

Les données collectées ont été résumées pour chacun des polluants dans le Tableau 66 (tous les pays confondus) et le Tableau 67 (données françaises seules). Il rassemble les valeurs médianes et moyennes des différents indicateurs de transfert pour tous les bâtiments et toutes les saisons. Le facteur de pénétration P des substances gazeuses est très peu étudié mis à part l'ozone. Il est par défaut considéré égal à 1, valeur observée pour le SO₂ entre deux volumes intérieurs, mais pas en fonction de l'extérieur, donc non représentative. Les

particules et les substances particulières affichent en général un facteur de pénétration inférieur à 1 et très variable selon les situations. Le facteur d'infiltration qui leur est associé est encore plus faible du fait des pertes sur les surfaces. Les ratios int/ext sont par contre du même ordre voire supérieurs à 1 selon les situations, indiquant un possible apport par remise en suspension ou provenant des pièces avoisinantes (notamment pour les particules de diamètre supérieur à 2,5 µm). Les moisissures affichent un facteur de pénétration légèrement plus faibles que les particules, sans doute lié à des propriétés spécifiques d'adhésion par rapport aux particules inertes. Les pollens de par leur plus grosse taille devraient avoir un facteur de pénétration plus faible que les moisissures. Les seules données disponibles ont comparé des prélèvements de poussières à des mesures dans l'air.

Au regard du transfert intérieur/extérieur, il est possible de distinguer les polluants selon 4 catégories :

- Les gaz peu réactifs comme le benzène ou le CO, pour lesquels peu de données sont disponibles, mais on peut supposer que le facteur de pénétration P est proche du facteur d'infiltration F et voisin de 1 ($P \sim F \sim 1$). Cette hypothèse reste néanmoins à vérifier ;
- Les gaz réactifs comme NO, NO₂, O₃ et SO₂. Là encore, les données disponibles sont rares, mais elles indiquent que le facteur de pénétration P est plutôt inférieur à 1 et que le facteur d'infiltration F serait inférieur à P du fait d'interactions supplémentaires avec les surfaces intérieures ($F < P < 1$) ;
- Les particules sous différentes fractions et métriques (PM₁₀, PM_{2.5}, PN) ainsi que les espèces particulières qui leur sont associées (benzo(a)pyrène et métaux lourds). Les données de transfert des particules sont nombreuses, mais rares pour les espèces particulières. Le facteur de pénétration P et le facteur d'infiltration F vont dépendre très fortement de la taille des particules qui détermine les interactions avec les surfaces, mais également de leur composition et plus particulièrement de la fraction semi-volatile qui leur est associée. En général, le facteur d'infiltration F est inférieur au facteur de pénétration P, lui-même inférieur à 1 ($F < P < 1$). Pour les grosses particules supérieures à 2,5 µm, les ratios int/ext élevés traduisent une influence de l'occupation des locaux et de la remise en suspension.
- Les agents biologiques particuliers comme les moisissures et les pollens, pour lesquels très peu de données sont disponibles, mais le facteur de pénétration P semble faible, voire plus faible que celui des particules inertes de même diamètre. Cela pourrait traduire l'existence de propriétés spécifiques d'adhésion aux surfaces que ce soit au travers de la forme particulière des spores de moisissures ou des grains de pollens ou d'autres propriétés biologiques. Il est également nécessaire de différencier le comportement des moisissures et des pollens. Les moisissures une fois adhérentes aux surfaces sont susceptibles de s'y développer si les conditions hydriques et la présence de nutriments sont optimales, si bien que l'enveloppe du bâtiment comme les surfaces intérieures jouent le rôle de sources secondaires de spores de moisissures. Les pollens, une fois pénétrés dans le bâtiment tendent à se déposer rapidement sur les surfaces. Mais, l'occupation et les mouvements d'air peuvent les remettre en suspension. Dans les deux cas, cela conduit à un effet de rémanence qui impacte directement l'exposition des occupants.

Tableau 66 : Synthèse des indicateurs de transfert pour chaque polluant : le facteur de pénétration P, le facteur d'infiltration F, le ratio I/E en absence présumée de sources, tous bâtiments et toutes saisons confondus pour tous pays

Indicateur	Paramètre	N	P25	Médiane	P75	Moyenne	Ecart-type
Benzène	facteur d'infiltration F	1		0.86			-
	ratio int/ext	152	0.90	1.20	2.02	1.68	1.53
CO	facteur d'infiltration F	7	0.76	0.77	0.87	0.81	0.07
	ratio int/ext	25	0.72	0.83	1.01	1.05	1.05
NO	facteur d'infiltration F	6	0.80	0.81	0.87	0.83	0.07
	ratio int/ext	51	0.77	0.97	1.24	1.86	3.70
NO ₂	facteur d'infiltration F	16	0.56	0.66	0.73	0.63	0.18
	ratio int/ext	199	0.60	0.88	1.01	0.97	1.15
O ₃	facteur de pénétration p	10	0.54	0.60	0.64	0.62	0.11
	facteur d'infiltration F	6	0.27	0.28	0.36	0.34	0.16
	ratio int/ext	129	0.14	0.28	0.45	0.31	0.21
SO ₂	facteur de pénétration p	1	1.00 (entre deux volumes intérieurs)				
	facteur d'infiltration F	5	0.29	0.53	0.58	0.44	0.17
	ratio int/ext	20	0.29	0.38	0.58	0.40	0.22
PM ₁₀	facteur de pénétration p	9	0.23	0.38	0.72	0.48	0.32
	facteur d'infiltration F	21	0.27	0.47	0.53	0.45	0.23
	ratio int/ext	69	0.67	0.91	1.37	1.39	1.68
PM _{2.5}	facteur de pénétration p	21	0.72	0.81	0.97	0.76	0.26
	facteur d'infiltration F	157	0.48	0.59	0.69	0.57	0.16
	ratio int/ext	137	0.71	0.95	1.39	1.12	0.76
PN 0,001 - 0,01 µm	facteur de pénétration p	7	0	0	0.40	0.21	0.31
	facteur d'infiltration F	7	0.06	0.09	0.12	0.09	0.05
PN 0,01 - 0,1 µm	facteur de pénétration p	31	0.47	0.60	0.75	0.60	0.23
	facteur d'infiltration F	66	0.16	0.39	0.55	0.37	0.24
	ratio int/ext	16	0.49	0.53	0.61	0.74	0.90
PN 0,1 - 1 µm	facteur de pénétration p	40	0.70	0.80	0.94	0.79	0.19
	facteur d'infiltration F	13	0.27	0.38	0.53	0.43	0.21
	ratio int/ext	67	0.57	0.73	0.92	0.75	0.25
PN 1 - 2,5 µm	facteur de pénétration p	24	0.70	0.90	0.93	0.77	0.26
	facteur d'infiltration F	4	0.15	0.19	0.29	0.25	0.17
	ratio int/ext	54	0.77	1.04	1.73	1.38	1.05
PN 2,5 - 10 µm	facteur de pénétration p	26	0.32	0.49	0.79	0.52	0.29
	facteur d'infiltration F	7	0.10	0.17	0.23	0.17	0.11
	ratio int/ext	55	1.49	2.50	4.45	3.71	3.61
PN 10 - 20 µm	ratio int/ext	8	3.53	5.27	7.54	5.66	3.38
Benzo(a)pyrène	facteur d'infiltration F particulaire	1	0.81	0.81	0.81	0.81	
	ratio int/ext particulaire	6	0.73	0.90	1.57	1.23	0.75
	facteur d'infiltration F total air	4	0.48	0.52	0.59	0.55	0.12
	ratio int/ext total air	2	0.62	0.65	0.68	0.65	0.08
Métaux lourds	As facteur de pénétration p	2	0.80	0.81	0.83	0.81	0.04
	As facteur d'infiltration F	2	0.48	0.49	0.49	0.49	0.01
	As ratio int/ext	3	0.31	0.41	0.91	0.67	0.64
Cadmium	Cd facteur de pénétration p	1		0.65			
	Cd facteur d'infiltration F	1		0.38			
	Cd ratio int/ext	4	0.38	1.01	2.98	2.35	3.22
Nickel	Ni facteur de pénétration p	2	1.01	1.02	1.03	1.02	0.03
	Ni facteur d'infiltration F	2	0.54	0.56	0.59	0.56	0.07
	Ni ratio int/ext	6	0.49	0.73	1.02	4.05	8.31
Plomb	Pb facteur de pénétration p	2	0.88	0.89	0.89	0.89	0.01
	Pb facteur d'infiltration F	2	0.52	0.52	0.52	0.52	0
	Pb ratio int/ext	11	0.58	0.76	0.84	1.50	2.52
Moisissures	P Total spores	1		0.09			-
Spores totales	P Cladosporium	4	0.04	0.15	0.31	0.20	0.22
	P Penicillium	3	0.02	0.03	0.05	0.03	0.03

	I/E médian Aspergillus/Penicillium	6	0.42	0.51	0.71	1.25	1.84
	I/E médian Cladosporium	6	0.20	0.25	0.38	0.32	0.17
	I/E médian Total spores	10	0.35	0.45	0.66	0.47	0.25
Viabiles (UFC)	I/E Total viable	56	0.22	0.59	1.18	9.05	34.0
	I/E Cladosporium	12	0.09	0.20	0.43	0.30	0.30
	I/E Penicillium	14	0.15	0.33	0.83	0.71	0.97
Pollens	facteur de pénétration p			Autre indicateur utilisé			
Toutes espèces	ratio int/ext	8	0.10	0.22	0.28	0.21	0.12

N : nombre d'occurrences ; PN : concentration en nombre de particules ; I/E médian : ratio int/ext médian pris en compte

Tableau 67 : Synthèse des indicateurs de transfert pour chaque polluant : le facteur de pénétration P, le facteur d'infiltration F, le ratio I/E en absence présumée de sources, tous bâtiments et toutes saisons confondus pour la France

Indicateur	Paramètre	N	P25	Médiane	P75	Moyenne	Ecart-type
Benzène	ratio int/ext	43	0.94	1.20	2.04	1.62	0.92
CO	facteur d'infiltration F	7	0.76	0.77	0.87	0.81	0.07
	ratio int/ext	9	0.99	1.01	1.04	0.97	0.10
NO	facteur d'infiltration F	6	0.80	0.81	0.87	0.83	0.07
	ratio int/ext	41	0.76	0.94	1.07	1.91	4.10
NO₂	facteur d'infiltration F	6	0.73	0.78	0.86	0.75	0.18
	ratio int/ext	77	0.88	0.96	1.10	1.32	1.74
O₃	facteur d'infiltration F	6	0.27	0.28	0.36	0.34	0.16
	ratio int/ext	45	0.11	0.20	0.28	0.22	0.14
SO₂	facteur d'infiltration F	5	0.29	0.53	0.58	0.44	0.17
	ratio int/ext	3	0.42	0.59	0.63	0.50	0.22
PM₁₀	ratio int/ext	21	0.67	1.10	1.94	1.61	1.38
PM_{2.5}	facteur d'infiltration F	7	0.70	0.70	0.73	0.70	0.10
	ratio int/ext	22	0.77	0.85	1.18	1.25	1.27
PN 0,1 - 1 µm	facteur de pénétration P	4	0.65	0.70	0.75	0.70	0.11
	ratio int/ext	65	0.57	0.70	0.93	0.75	0.26
PN 1 - 2,5 µm	facteur de pénétration P	2	0.32	0.34	0.35	0.34	0.05
	ratio int/ext	51	0.77	1.03	1.54	1.25	0.83
PN 2,5 - 10 µm	ratio int/ext	52	1.43	2.35	4.20	3.25	2.72
PN 10 - 20 µm	ratio int/ext	8	3.53	5.27	7.54	5.66	3.38
Moisissures	ratio in/ext Total viables	8	1.69	4.20	11.7	10.6	14.8

Le facteur de pénétration P représente le premier degré de protection du bâtiment aux polluants extérieurs. Le facteur d'infiltration F mesure le degré de protection des occupants à l'inhalation des polluants extérieurs. Mais il ne tient pas forcément compte de l'éventuelle rémanence des polluants ayant réussi à traverser l'enveloppe et qui se sont déposés sur les surfaces comme les grosses particules et les substances semi-volatiles.

Pour certains polluants comme les moisissures et les pollens, le facteur d'infiltration F n'est pas forcément le meilleur indicateur pour estimer l'exposition des occupants. Dans le cas des moisissures, la surface peut devenir une source qui va amplifier leur impact. Dans le cas des pollens, ce sont les paramètres associés à la remise en suspension qui vont définir l'exposition, plus que le facteur d'infiltration lui-même. Ce dernier n'est finalement utile qu'à partir du moment où une corrélation significative peut être établie entre les concentrations intérieures et extérieures d'une substance ou de l'indicateur sanitaire recherché. Il faut également souligner le rôle pas toujours connu des autres modes de transport de l'extérieur à l'intérieur des bâtiments (poussières déposées sur chaussures, vêtements, cheveux, animaux, etc.) qui peuvent supplanter le transport par voie aérienne.

Le ratio int/ext est sans doute le plus mauvais des indicateurs de transfert, à moins que les conditions dans lesquelles il est déterminé permettent de l'assimiler à un facteur d'infiltration. Il permet uniquement de se faire une idée de la contribution relative des sources actives à l'intérieur des bâtiments au regard des paramètres puits que sont le dépôt et les réactions chimiques.

La dernière partie de notre étude a été d'identifier les facteurs qui interviennent sur le transfert des polluants à l'intérieur des bâtiments. Ils sont particulièrement nombreux. Certains ont été identifiés en détail pour chacun des polluants. Les premiers facteurs à intervenir sont ceux qui affectent la concentration extérieure des polluants à proximité immédiate des bâtiments, aux abords de la façade, de la fenêtre ou de la prise d'air neuf. La position et la distance des sources de pollution au regard du bâtiment, les conditions météorologiques de dispersion des polluants dans l'atmosphère et la présence d'un écran végétal vont venir modifier la concentration à proximité immédiate du bâtiment, variable ou non selon les niveaux. Associés à ces facteurs, le choix de la position du point de mesure extérieur devient un élément critique pour définir les conditions de transfert. Limiter l'exposition des occupants aux polluants extérieurs impliquent en premier lieu de diminuer les concentrations de polluants en façade et aux abords immédiats des entrées d'air.

Le facteur de pénétration P est une fonction dépendant de paramètres qui accentuent la pénétration (vitesse de l'air, largeur des fissures ou des ouvertures) ou qui la freinent (longueur de trajet, pertes). L'ensemble des facteurs qui interviennent sur le terme P sont associés à un ou plusieurs de ces paramètres. Le schéma relationnel simplifié suivant résume les facteurs intervenant sur le facteur de pénétration P (Figure 65). Il montre en particulier l'interdépendance de certains facteurs entre eux. Les facteurs mis en gras impliquent qu'ils sont associés positivement au facteur P . Par exemple, une ouverture ou une fréquence d'ouverture plus importante des fenêtres vient augmenter la largeur des trous disponibles au sein de l'enveloppe et donc in fine augmente le facteur de pénétration P . A l'inverse, les facteurs mis en italiques sont associés négativement au facteur P . Par exemple, une amélioration de l'isolation de l'enveloppe du bâtiment conduit à une diminution générale des trous et fissures et donc une baisse de P . Les autres facteurs ni en gras ni en italique n'ont pas forcément un impact direct sur le facteur P . Ainsi, une augmentation du taux de renouvellement d'air influence la différence de pression ext-int, mais cette influence va dépendre du type de ventilation qui a induit ce changement. Une augmentation du débit d'extraction d'air augmente le taux de renouvellement d'air mais accroît la dépression du local et favorise le facteur de pénétration P . A l'inverse, une augmentation du débit d'insufflation d'air augmente tout autant le taux de renouvellement d'air mais par surpression du local en diminuant P .

Une analyse plus fine du facteur de pénétration P au sein des parois du bâtiment pourrait être menée en recherchant les analogies avec le transfert de chaleur ou d'humidité au travers des enveloppes. Pour autant, cette analyse n'intégrerait pas la présence d'un système de ventilation ni le comportement à l'ouverture des fenêtres qui constituent également des éléments clés du transfert.



Figure 65 : Schéma relationnel simplifié des paramètres susceptibles d'intervenir sur le facteur de pénétration P d'une substance gazeuse ou particulaire

Le facteur d'infiltration F est une fonction du facteur de pénétration P , du taux de renouvellement d'air λ et de la constante de dépôt k_d . L'ensemble des facteurs qui interviennent sur le terme F sont associés à un ou plusieurs de ces paramètres. De la même façon, un schéma relationnel simplifié peut être établi (Figure 66).

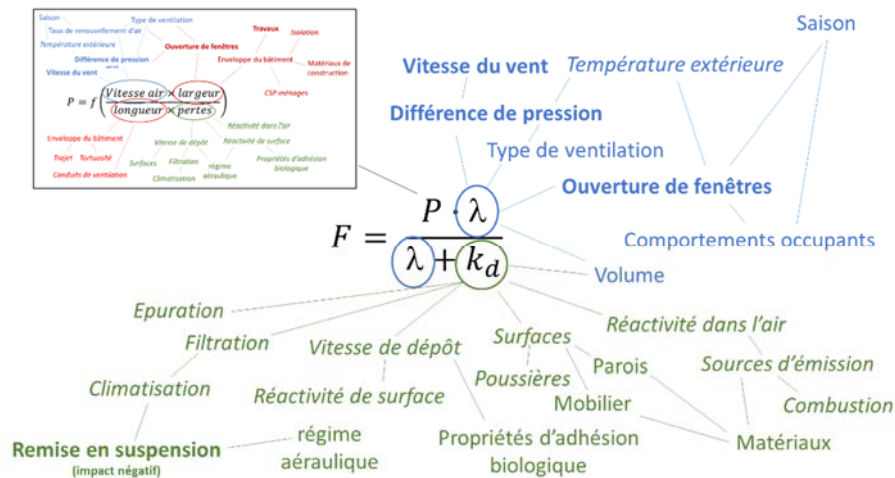


Figure 66 : Schéma relationnel simplifié des paramètres susceptibles d'intervenir sur le facteur d'infiltration F d'une substance gazeuse ou particulaire

Le facteur d'infiltration F dépend non seulement des caractéristiques de l'enveloppe et de sa traversée par le biais du facteur de pénétration P , mais également de tous les paramètres qui font varier le taux de renouvellement d'air au sens large et surtout des pertes et dépôts aux surfaces largement dépendants des caractéristiques propres à chaque environnement intérieur. Ce dernier point souligne la nécessité de documenter de manière plus systématique les constantes de dépôt des polluants pour parfaire la compréhension des phénomènes de transfert. Les données existent pour bon nombre de polluants. De nombreuses études ont modélisées à la fois les paramètres de transfert et de dépôts. Ces données restent aujourd'hui à introduire au niveau de la base de données pour la compléter.

Le facteur d'infiltration F intervient directement dans la détermination de la contribution extérieure à la concentration d'exposition mesurée à l'intérieur (Figure 67). Cette contribution dépend non seulement de F , mais également de la concentration extérieure prise comme référence. Cette dernière est influencée par quatre paramètres : la représentativité du point de mesure extérieur au regard de l'air entrant dans le local/bâtiment étudié, la distance horizontale comme verticale du bâtiment et de ses entrées d'air au regard de la ou des sources avoisinantes, les conditions météorologiques et la présence éventuelle d'un écran de végétation (rangée d'arbres par exemple) pouvant jouer un rôle protecteur localement en limitant la concentration extérieure des polluants arrivant en façade des bâtiments et au niveau des entrées d'air. Bien que ces paramètres aient été abordés en partie dans notre étude, déterminer leur influence de manière plus approfondie nécessiterait l'emploi de modèles de dispersion atmosphérique de la pollution à différentes échelles tant urbaines au niveau de la rue et du quartier que rurales pour des configurations et des scénarios bien définis. Les nombreuses études relatives à la dispersion des polluants dans des rues canyons, à la pollution urbaine de manière plus générale et à la pollution à l'échelle régionale, bien que sortant de notre champ initial d'étude, pourraient permettre de proposer des recommandations pour mieux maîtriser et limiter la concentration extérieure des polluants à proximité immédiate de nos entrées d'air et fenêtres. Elles permettraient sans doute également de mieux identifier ce qui provient de sources locales proches du bâtiment de ce qui est transporté en provenance d'autres régions.

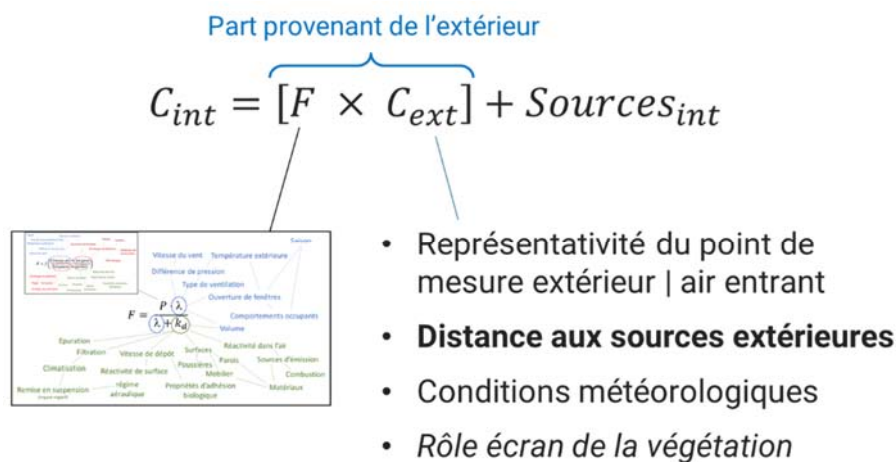


Figure 67 : Schéma relationnel simplifié des autres paramètres susceptibles d'intervenir sur l'exposition intérieure aux polluants d'origine extérieure.

Une fois présents dans les environnements intérieurs, il reste des actions possibles pour limiter l'impact du transfert des polluants d'origine extérieure. Il s'agit notamment du nettoyage des surfaces par aspiration ou voie humide qui permet de limiter l'effet de rémanence, ou bien la mise en œuvre de systèmes de filtration ou d'épuration spécifiques ou éventuellement associés à une boucle de recirculation d'air.

Enfin, un grand nombre d'études font état du délai observé entre des pics de concentrations extérieures et leur survenue à l'intérieur. Il est variable selon les polluants et les études. Mais, cela met en avant la possibilité de moduler de manière appropriée le taux de renouvellement d'air pour freiner la pénétration des polluants au moment opportun et l'augmenter ensuite

pour accélérer la dilution des concentrations intérieures. Cela nécessite une connaissance parfaite de la composition des deux milieux à un instant donné et une hiérarchisation préalable des polluants entre eux pour gérer les situations de conflit.

Pour aller de l'avant dans la connaissance des mécanismes de transfert, il est nécessaire d'alimenter la base de données construites avec plus de données d'études françaises qui font aujourd'hui défaut sur les critères robustes que sont P et F. Il convient également de documenter les données propres aux constantes de dépôt ou encore mieux aux vitesses de dépôt pour pouvoir les appliquer à différentes configurations de rapport surface/volume. Cela permettrait d'établir des distributions plus fines des paramètres de transfert par simulations de Monte Carlo par exemple, à l'instar de ce que certaines études ont menées aux Etats-Unis. La base de données permet également d'initier des analyses multidimensionnelles qui couvrent les différentes situations expérimentées dans les études, pour mieux déterminer les relations entre les multiples paramètres.

Cette étude déjà riche d'enseignements, a permis la mise en place d'une base de données vivante qui ouvre des pistes de recherches pour mieux caractériser les conditions de transfert dans les différents bâtiments en France. Parmi les études qui pourraient être intéressantes à mener, certaines pistes peuvent être identifiées :

- A taux de renouvellement d'air égal, quel système ou stratégie de ventilation serait optimal pour limiter le transfert des polluants d'origine extérieure ? Avec quels avantages et inconvénients par ailleurs.
- A l'échelle d'une année, quel serait le bénéfice d'une filtration de l'air entrant destiné à un ou plusieurs polluants extérieurs, qui serait intégré dans un système de ventilation par insufflation ou dans un système double flux, dans un bâtiment où les occupants peuvent également ouvrir les fenêtres ?
- Déterminer la contribution extérieure à la fois locale et distante de l'exposition à l'intérieur de différents types de bâtiments dans différentes configurations (urbaine, rurale, étages).

7 Bibliographie générale

- Abt E., S.H.H., Catalano P., Koutrakis P., 2000, Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Sources to Indoor Concentrations, *Environmental Science and Technology*, 34, 3579-3587.
- Adgate, J.L., Eberly, L.E., Stroebel, C., Pellizzari, E.D., Sexton, K., 2004. Personal, indoor, and outdoor VOC exposures in a probability sample of children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14 Suppl 1 S4-S13.
- Airaksinen M., K., J., Pasanen, P., Seppanen, O., 2004. Fungal spore transport through a building structure. *Indoor Air* 14(2) 92-104.
- Allen R., Larson, T., Sheppard, L., Wallace, L., Liu, L.J.S., 2003, Use of real-time light scattering data to estimate the contribution of infiltrated and indoor-generated particles to indoor air., *Environmental Science & Technology*, 37(16), 3484-3492.
- Allen, R.W., Adar, S.D., Avol, E., Cohen, M., Curl, C.L., Larson, T., Liu, L.J.S., Sheppard, L., Kaufman, J.D., 2012. Modeling the residential infiltration of outdoor PM_{2.5} in the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis and Air Pollution (MESA Air). *Environmental Health Perspectives* 120(6) 824-830.
- Almeida, S.M., Canha, N., Silva, A., do Carmo Freitas, M., Pegas, P., Alves, C., Evtugina, M., Pio, C.A., 2011. Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. *Atmospheric Environment* 45(40) 7594-7599.
- Al-Radady, A.S., Davies, B.E., French, M.J., 1994. Distribution of lead inside the home: case studies in the north of England. *Science of The Total Environment* 145(1-2) 143-156.
- Alves, C.A., Urban, R.C., Pegas, P.N., Nunes, T., 2014. Indoor/Outdoor relationships between PM₁₀ and associated organic compounds in a primary school. *Aerosol Air Qual. Res* 14 86-98.
- Amadeo, B., Robert, C., Rondeau, V., Mounouchy, M.A., Cordeau, L., Birembaux, X., Citadelle, E., Gotin, J., Gouranton, M., Marcin, G., Laurac, D., Raherison, C., 2015. Impact of close-proximity air pollution on lung function in schoolchildren in the French West Indies. *BMC Public Health* 15(1).
- Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., Lavaud, F., Moreau, D., Le Moullec, Y., Taytard, A., Pauli, G., Charpin, D., 2009, Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France), *Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique*, 48, 427-433.
- Annesi-Maesano, I., Norback, D., Zielinski, J., Bernard, A., Gratziou, C., Sigsgaard, T., Sestini, P., Viegi, G., Study, G., 2013. Geriatric study in Europe on health effects of air quality in nursing homes (GERIE study) profile: objectives, study protocol and descriptive data. *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 8(1) 71.
- APPA, 2003, Les Sentinelles de l'Air. 1ère phase : hiver 2000-2001 été 2001. Description des modes opératoires. Résultats de la campagne initiale avant travaux, 2003, Rapport préliminaire. , La Tronche: Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, Comité Régional Dauphiné - Savoie. Faculté de Médecine - 38706 La Tronche.
- Arhami, M., Polidori, A., Delfino, R.J., Tjoa, T., Sioutas, C., 2009. Associations between personal, indoor, and residential outdoor pollutant concentrations: implications for exposure assessment to size-fractionated particulate matter. *Journal of the Air & Waste Management Association* 59(4) 392-404.
- Atmo Champagne-Ardenne, 2004, Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004, Rapport, 26 p.
- Atmos'air, 2003, Qualité de l'air intérieur : mesures, analyses, recherches sur l'origine et la toxicité des polluants, Atmos'air Bourgogne Centre-Nord, Dijon.
- Attenoux-Merono, S., Pompili, J., Botta, A., Grimaldi, F., Muls, E., Viala, A., 1994. Urinary Effects of Metallic Air Pollutants on School Children. *Indoor and Built Environment* 3(1) 35-38.
- Avol, E.L., Navidi, W.C., Colome, S.D., 1998. Modeling Ozone Levels in and around Southern California Homes. *Environmental Science & Technology* 32(4) 463-468.

- Bailly A, Guyot G, Leprince V (2015), 6 years of envelope airtightness measurements performed by French certified operators: analyses of about 65,000 tests, 36th AIVC Conference "Effective ventilation in high performance buildings", Madrid, Spain, 23-24 September 2015.
- Bailly A, Guyot G, Leprince V (2016), Analyses of About 90,000 Airtightness Measurements Performed in France on Residential and Non-Residential Buildings from 2008 to 2014, ASHRAE and AIVC IAQ 2016 conference, Alexandria (VA)
- Behbod, B., Sordillo, J.E., Hoffman, E.B., Datta, S., Muilenberg, M.L., Scott, J.A., Chew, G.L., Platts-Mills, T.a.E., Schwartz, J., Burge, H., Gold, D.R., 2013. Wheeze in infancy: protection associated with yeasts in house dust contrasts with increased risk associated with yeasts in indoor air and other fungal taxa. *Allergy* 68(11) 1410-1418.
- Behbod, B., Sordillo, J.E., Hoffman, E.B., Datta, S., Webb, T.E., Kwan, D.L., Kamel, J.A., Muilenberg, M.L., Scott, J.A., Chew, G.L., Platts-Mills, T.a.E., Schwartz, J., Coull, B., Burge, H., Gold, D.R., 2015. Asthma and allergy development: contrasting influences of yeasts and other fungal exposures. *Clinical and Experimental Allergy: Journal of the British Society for Allergy and Clinical Immunology* 45(1) 154-163.
- Bernard, N.L., Gerber, M.J., Astre, C.M., Saintot, M.J., 1999. Ozone measurement with passive samplers: validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France. *Environmental Science & Technology* 33(2) 217-222.
- Bertoni G., C.C., Pasini A., Tappa R., 2002., 2002, Monitoring of ambient BTX at Monterotondo (Rome) and indoor-outdoor evaluation in school and domestic sites., *Journal of Environmental Monitoring* , 4(6), 903-909.
- Bex, V., Barral, S., Dusséaux, M., Bordenave, L., Mouilleseaux, A., Squinazi, F., 2006. Audits environnementaux dans l'habitat : l'expérience du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris. *Journal de Mycologie Médicale / Journal of Medical Mycology* 16(4) 197-203.
- Blondeau, P., Iordache, V., Poupard, O., Genin, D., Allard, F., 2005. Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indoor Air* 15(1) 2-12.
- Bluyssen, P.M., Oliveira Fernandes, E.D., Groes, L., Clausen, G., Fanger, P.O., Valbjørn, O., Bernhard, C.A., Roulet, C.A., 1996. European indoor air quality audit project in 56 office buildings. *Indoor Air* 6(4) 221-238.
- Bozlaker, A., Peccia, J., Chellam, S., 2017. Indoor/Outdoor Relationships and Anthropogenic Elemental Signatures in Airborne PM_{2.5} at a High School: Impacts of Petroleum Refining Emissions on Lanthanoid Enrichment. *Environmental Science & Technology* 51(9) 4851-4859.
- Braniš, M., Šafránek, J., 2011. Characterization of coarse particulate matter in school gyms. *Environmental Research* 111(4) 485-491.
- Braniš, M., Šafránek, J., Hytychová, A., 2011. Indoor and outdoor sources of size-resolved mass concentration of particulate matter in a school gym—implications for exposure of exercising children. *Environmental Science and Pollution Research* 18(4) 598-609.
- Brauer, M., Koutrakis, P., Keeler, G.J., Spengler, J.D., 1991. Indoor and outdoor concentrations of inorganic acidic aerosols and gases. *Journal of the Air & Waste Management Association* 41(2) 171-181.
- Brauer, M., Lee, K., Spengler, J.D., Salonen, R.O., Pennanen, A., Braathen, O.A., Miskovic, E.M., Peter, Nozaki, A., Tsuzuki, T., Rui-Jin, S., Qing-Xiang, Y.X., Zeng, Drahonovska, H., Kjaergaard, S., 1997. Nitrogen Dioxide in Indoor Ice Skating Facilities: An International Survey. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 47(10) 1095-1102.
- Breen, M.S., Burke, J.M., Batterman, S.A., Vette, A.F., Godwin, C., Croghan, C.W., Schultz, B.D., Long, T.C., 2014. Modeling spatial and temporal variability of residential air exchange rates for the Near-Road Exposures and Effects of Urban Air Pollutants Study (NEXUS). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(11) 11481-11504.
- Brenier-Pinchart, M.P., Lebeau, B., Quesada, J.L., Mallaret, M.R., Borel, J.L., Mollard, A., Garban, F., Brion, J.P., Molina, L., Bosson, J.L., Cahn, J.Y., Grillot, R., Pelloux, H., 2009. Influence of internal and outdoor factors on filamentous fungal flora in hematology wards. *American Journal of Infection Control* 37(8) 631-637.
- Brenner, D., 2010. Results of a long-term study of vapor intrusion at four large buildings at the NASA Ames Research Center. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 60(6) 747-758.

- Brown V, Crump D, 1995, The influence of indoor and outdoor sources on concentrations of benzene, toluene and undecane in 173 UK homes, *Proc. Healthy Buildings'1995*, 385-390.
- Bruno, P., Caselli, M., De Gennaro, G., Iacobellis, S., Tutino, M., 2008. Monitoring of volatile organic compounds in non-residential indoor environments. *Indoor Air* 18(3) 250-256.
- Campagnolo, D., Saraga, D.E., Cattaneo, A., Spinazzè, A., Mandin, C., Mabilia, R., Perreca, E., Sakellaris, I., Canha, N., Mihucz, V.G., Sziget, T., Ventura, G., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., de Kluizenaar, Y., Cornelissen, E., Hänninen, O., Carrer, P., Wolkoff, P., Cavallo, D.M., Bartzis, J.G., 2017, VOCs and aldehydes source identification in European office buildings - The OFFICAIR study, *Building and Environment*, 115 (supplement C), 18-24.
- Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Ribéron, J., Dassonville, C., Hänninen, O., Almeida, S.M., Derbez, M., 2016. Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. *Indoor Air* 26(3) 350-365.
- Cattaneo, A., Peruzzo, C., Garramone, G., Urso, P., Ruggeri, R., Carrer, P., Cavallo, D.M., 2011. Airborne particulate matter and gaseous air pollutants in residential structures in Lodi province, Italy. *Indoor Air* 21(6) 489-500.
- Challoner, A., Gill, L., 2014. Indoor/outdoor air pollution relationships in ten commercial buildings: PM2.5 and NO2. *Building and Environment* 80(Supplement C) 159-173.
- Chaloulakou A., M.I., 2002, Comparison of indoor and outdoor concentrations of CO at a public school. Evaluation of an indoor air quality model. , *Atmospheric Environment*, 36(11), 1769-1781.
- Chaloulakou, A., Mavroidis, I., Duci, A., 2003. Indoor and outdoor carbon monoxide concentration relationships at different microenvironments in the Athens area. *Chemosphere* 52(6) 1007-1019.
- Chang T.J., Huang, M.Y., Wu, Y.T., Liao, C.M., 2003. Quantitative prediction of traffic pollutant transmission into buildings. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 38(6) 1025-1040.
- Chen, C., Zhao, B., 2011. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmospheric Environment* 45(2) 275-288.
- Choi, H., Spengler, J., 2014. Source attribution of personal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbon mixture using concurrent personal, indoor, and outdoor measurements. *Environment International* 63 173-181.
- Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., Butler, T.M., 2017. Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6120–6130.
- Clark, N.A., Allen, R.W., Hystad, P., Wallace, L., Dell, S.D., Foty, R., Dabek-Zlotorzynska, E., Evans, G., Wheeler, A.J., 2010. Exploring Variation and Predictors of Residential Fine Particulate Matter Infiltration. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(8) 3211-3224.
- Cocheo V, 1999, Benzene pollution and population exposure in Europe: The MACBETH project, *International conference Air quality in Europe: Challenges for the 2000s*, Venice 19th-21th, 36281.
- Coppalle, A., Beaudéau, P., Delmas, V., 2002, Le transfert extérieur/intérieur des polluants atmosphériques : approches statistiques et physiques utiles pour le calcul de l'exposition des populations, *Pollution Atmosphérique*, 175, 407-419.
- Curtis, L., Cali, S., Conroy, L., Baker, K., Ou, C.H., Hershov, R., Norlock-Cruz, F., Scheff, P., 2005. Aspergillus surveillance project at a large tertiary-care hospital. *The Journal of Hospital Infection* 59(3) 188-196.
- Cyrus J., P., M., Bischof, W., Wichmann, H.E., Heinrich, J., 2004, Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 14(4), 275-283.
- Dallongeville, A., Le Cann, P., Zmirou-Navier, D., Chevrier, C., Costet, N., Annesi-Maesano, I., Blanchard, O., 2015. Concentration and determinants of molds and allergens in indoor air and house dust of French dwellings. *Science of The Total Environment* 536 964-972.
- Damiani, C., Le Gal, S., Deffontaine, M., Gyde, E., Taillaint, S., Ramon, C., Benabes, B., Davigny, O., Lepilliez, A., Monsigny, M., Pautard, J.-C., Popin, E., Quequet, C., Tardieux, P., Tuloup, E., Totet, A., 2015. Les moisissures dans

l'habitat des patients allergiques en Picardie : caractérisation de la contamination. *Journal de Mycologie Médicale / Journal of Medical Mycology* 25(3) 234.

Dassonville, C., Demattei, C., Detaint, B., Barral, S., Bex-Capelle, V., Momas, I., 2008. Assessment and predictors determination of indoor airborne fungal concentrations in Paris newborn babies' homes. *Environmental Research* 108(1) 80-85.

De Bortoli, M., Knöppel, H., Pecchio, E., Peil, A., Rogora, L., Schauenburg, H., Schlitt, H., Vissers, H., 1986. Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in Northern Italy. *Environment International* 12(1-4) 343-350.

De Bruin, Y.B., Koistinen, K., Kephelopoulou, S., Geiss, O., Tirendi, S., Kotzias, D., 2008. Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union. *Environmental Science and Pollution Research* 15(5) 417-430.

de Gennaro, G., Farella, G., Marzocca, A., Mazzone, A., Tutino, M., 2013. Indoor and outdoor monitoring of volatile organic compounds in school buildings: Indicators based on health risk assessment to single out critical issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10(12) 6273-6291.

Dèdelè, A., Miškinytė, A., 2016. Seasonal variation of indoor and outdoor air quality of nitrogen dioxide in homes with gas and electric stoves. *Environmental Science and Pollution Research* 23(17) 17784-17792.

Deffontaine M, 2015, Caractérisation et analyse de la contamination fongique de l'habitat en Picardie, Thèse, Université de Picardie, 72 p.

Delgado-Saborit, J.M., Stark, C., Harrison, R.M., 2011. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environment International* 37(2) 383-392.

Derbez, M., Wyart, G., Le Ponner, E., Ramalho, O., Ribéron, J., Mandin, C., 2017, Indoor air quality in energy-efficient dwellings: levels and sources of pollutants, *Indoor Air*, Accepted, xx--.

Diapouli, E., Chaloulakou, A., Koutrakis, P., 2013. Estimating the concentration of indoor particles of outdoor origin: a review. *J Air Waste Manag Assoc* 63, 1113-1129.

Dimitroulopoulou, C., Ashmore, M.R., Byrne, M.A., Kinnersley, R.P., 2001. Modelling of indoor exposure to nitrogen dioxide in the UK. *Atmospheric Environment* 35(2) 269-279.

Dockery, Douglas & D. Spengler, John. (1981). Indoor-Outdoor Relationship of Respirable Sulfates and Particles. *Atmospheric Environment*. 15. 335-343.

Dodson, R.E., Levy, J.I., Houseman, E.A., Spengler, J.D., Bennett, D.H., 2009. Evaluating methods for predicting indoor residential volatile organic compound concentration distributions. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 19(7) 682-693.

Domsic S, Squinazi F., 2002, Connaissance de l'exposition de jeunes enfants à la pollution atmosphérique dans les crèches parisiennes, Convention DRASSIF-LHVP. Avenant n°10. Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris. , Mairie de Paris.

Dusseau, 2000, Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote : étude auprès des internes en pharmacie de la région Ile-de-France., Mémoire du diplôme d'études spécialisées de pharmacie industrielle et biomédicale, 36708.

Edwards, R.D., Jurvelin, J., Koistinen, K., Saarela, K., Jantunen, M., 2001. VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 35(28) 4829-4841.

El Orch, Z., Stephens, B., Waring, M.S., 2014. Predictions and determinants of size-resolved particle infiltration factors in single-family homes in the US. *Building and Environment* 74 106-118.

Fabian, M.P., Lee, S.K., Underhill, L.J., Vermeer, K., Adamkiewicz, G., Levy, J.I., 2016. Modeling Environmental Tobacco Smoke (ETS) Infiltration in Low-Income Multifamily Housing before and after Building Energy Retrofits. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13(3).

- Farrera, I., Calleja, M., Déchamp, C., 2002. La sédimentation pollinique à l'intérieur et à l'extérieur d'une maison en région Rhône-Alpes durant la période de floraison de l'ambroisie. *Revue Française d'Allergologie et d'Immunologie Clinique* 42(7) 750-753.
- Freijer, J.I., Bloemen, H.J., 2000. Modeling relationships between indoor and outdoor air quality. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 50(2) 292-300.
- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Gebhardt, H., Oddoy, A., Rüdén, H., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area. *The Science of the Total Environment* 326(1-3) 143-149.
- Fromme, H., Twardella, D., Dietrich, S., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B., Rüdén, H., 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment* 41(4) 854-866.
- Fugler D (2014), Protecting Homes from Outdoor Pollutants, ROCIS Initiative, Reducing Outdoor Contaminants in Indoor Spaces, ROCIS.org, November 15, 2014, 32 p.
- Fujita, E.M., Campbell, D.E., Arnott, W.P., Johnson, T., Ollison, W., 2014. Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 64(7) 743-758.
- Fuselli, S., De Felice, M., Morlino, R., Turrio-Baldassarri, L., 2010. A three year study on 14 VOCs at one site in Rome: levels, seasonal variations, indoor/outdoor ratio and temporal trends. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(10) 3792-3803.
- Geiss, O., Giannopoulos, G., Tirendi, S., Barrero-Moreno, J., Larsen, B.R., Kotzias, D., 2011. The AIRMEX study-VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data. *Atmospheric Environment* 45(22) 3676-3684.
- Gemenetzi, P., Moussas, P., Arditoglou, A., Samara, C., 2006. Mass concentration and elemental composition of indoor PM 2.5 and PM 10 in University rooms in Thessaloniki, northern Greece. *Atmospheric Environment* 40(17) 3195-3206.
- Gerber M, Bernard N, Astre C, Saintot M, Goulevitch R., 1996, Mesures de l'exposition individuelle et recherche de marqueurs biologiques de la pollution par NO2 et O3., PRIMEQUAL, Rapport d'activité 1995-1996, Référence n° 9593019..
- Ginestet A, Pugnet D, 2008, Air intérieur : tests encourageants pour des filtres de ventilation, *Environnement & Technique*, 280, 20-22.
- Ginestet A, Pugnet D, Robitu M , 2015, How the filtration of the incoming air decreases the particle concentration within a school equipped with a balanced ventilation system, 36th AIVC Conference, 23 – 24 September 2015, Madrid, Spain, , 8 p..
- Godwin, C., Batterman, S., 2007. Indoor air quality in Michigan schools. *Indoor Air* 17(2) 109-121.
- Golly, B., Brulfert, G., Berlioux, G., Jaffrezo, J.L., Besombes, J.L., 2015. Large chemical characterisation of PM10 emitted from graphite material production: Application in source apportionment. *The Science of the Total Environment* 538 634-643.
- Gołofit-Szymczak, M., Górny, R.L., 2010. Bacterial and fungal aerosols in air-conditioned office buildings in Warsaw, Poland--the winter season. *International journal of occupational safety and ergonomics: JOSE* 16(4) 465-476.
- Gonzalez-Flesca, N., Bates, M.S., Delmas, V., Cocheo, V., 2000. Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the life MACBETH programme. *Environmental Monitoring and Assessment* 65(1-2) 59-67.
- Gonzalez-Flesca, N., Cicoella, A., Bates, M., Bastin, E., 1999. Pilot study of personal, indoor and outdoor exposure to benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution Research* 6(2) 95-102.
- Gots, R.E., Layton, N.J., Pirages, S.W., 2003. Indoor health: background levels of fungi. *Aiha Journal* 64(4) 427-438.

Götschi, T., Oglesby, L., Mathys, P., Monn, C., Manalis, N., Koistinen, K., Jantunen, M., Hänninen, O., Polanska, L., Künzli, N., 2002. Comparison of black smoke and PM_{2.5} levels in indoor and outdoor environments of four European cities. *Environmental Science & Technology* 36(6) 1191-1197.

Grimaldi, 1992, Etude de la pollution de l'air à l'intérieur de deux locaux d'enseignement à Marseille., *Pollution Atmosphérique*, 133, 43-53.

Grimsley, L.F., Chulada, P.C., Kennedy, S., White, L., Wildfire, J., Cohn, R.D., Mitchell, H., Thornton, E., El-Dahr, J., Mvula, M.M., Sterling, Y., Martin, W.J., Stephens, K.U., Lichtveld, M., 2012. Indoor environmental exposures for children with asthma enrolled in the HEAL study, post-Katrina New Orleans. *Environmental Health Perspectives* 120(11) 1600-1606.

Guo, H., Morawska, L., He, C., Gilbert, D., 2008. Impact of ventilation scenario on air exchange rates and on indoor particle number concentrations in an air-conditioned classroom. *Atmospheric Environment* 42(4) 757-768.

Guo, H., Morawska, L., He, C., Zhang, Y.L., Ayoko, G., Cao, M., 2010. Characterization of particle number concentrations and PM_{2.5} in a school: influence of outdoor air pollution on indoor air. *Environmental Science and Pollution Research* 17(6) 1268-1278.

Habre, R., Moshier, E., Castro, W., Nath, A., Grunin, A., Rohr, A., Godbold, J., Schachter, N., Kattan, M., Coull, B., Koutrakis, P., 2014. The effects of PM_{2.5} and its components from indoor and outdoor sources on cough and wheeze symptoms in asthmatic children. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 24(4) 380-387.

Hagenbjörk-Gustafsson, A., Forsberg, B., Hestvik, G., Karlsson, D., Wahlberg, S., Sandström, T., 1996. Measurements of indoor and outdoor nitrogen dioxide concentrations using a diffusive sampler. *The Analyst* 121(9) 1261-1264.

Halios, C.H., Helmis, C.G., 2010. Temporal evolution of the main processes that control indoor pollution in an office microenvironment: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment* 167(1-4) 199-217.

Hang, J., Luo, Z., Wang, X., He, L., Wang, B., Zhu, W., 2017. The influence of street layouts and viaduct settings on daily carbon monoxide exposure and intake fraction in idealized urban canyons. *Environmental Pollution* 220(Part A) 72-86.

Hänninen, O., Hoek, G., Mallone, S., Chellini, E., Katsouyanni, K., Gariazzo, C., Cattani, G., Marconi, A., Molnár, P., Bellander, T., others, 2011. Seasonal patterns of outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta-analysis of available studies from different climatological zones in Europe. *Air Quality, Atmosphere & Health* 4(3-4) 221-233.

Hänninen, O.O., Lebre, E., Ilacqua, V., Katsouyanni, K., Künzli, N., Srám, R.J., Jantunen, M., 2004. Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmospheric Environment* 38(37) 6411-6423.

Harkawy, A., Górny, R.L., Ogierman, L., Wlazło, A., Ławniczek-Wałczyk, A., Niesler, A., 2011. Bioaerosol assessment in naturally ventilated historical library building with restricted personnel access. *Annals of agricultural and environmental medicine: AAEM* 18(2) 323-329.

Harper, F.T., Musolino, S.V., Wentz, W.B., 2007. Realistic radiological dispersal device hazard boundaries and ramifications for early consequence management decisions. *Health Physics* 93(1) 1-16.

HCSP (2013), Avis relatif aux messages sanitaires à diffuser lors d'épisodes de pollution de l'air ambiant par les particules, l'ozone, le dioxyde d'azote et/ou le dioxyde de soufre, 15 novembre 2013.

Héroux, M.-E., Clark, N., Ryswyk, K.V., Mallick, R., Gilbert, N.L., Harrison, I., Rispler, K., Wang, D., Anastassopoulos, A., Guay, M., others, 2010. Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(8) 3080-3099.

Heudorf, U., Neitzert, V., Spark, J., 2009. Particulate matter and carbon dioxide in classrooms—the impact of cleaning and ventilation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212(1) 45-55.

Hochstetler, H.A., Yermakov, M., Reponen, T., Ryan, P.H., Grinshpun, S.A., 2011. Aerosol particles generated by diesel-powered school buses at urban schools as a source of children's exposure. *Atmospheric Environment* 45(7) 1444-1453.

- Hodas, N., Meng, Q., Lunden, M.M., Rich, D.Q., Özkaynak, H., Baxter, L.K., Zhang, Q., Turpin, B.J., 2012. Variability in the fraction of ambient fine particulate matter found indoors and observed heterogeneity in health effect estimates. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 22(5) 448-454.
- Hoek, G., Hänninen, O., Cyrys, J., 2013. Indoor–Outdoor Relationships of Particle Number and Mass in European Cities, *Urban Air Quality in Europe*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 321-337.
- Hoek, G., Kos, G., Harrison, R., de Hartog, J., Meliefste, K., ten Brink, H., Katsouyanni, K., Karakatsani, A., Lianou, M., Kotronarou, A., Kavouras, I., Pekkanen, J., Vallius, M., Kulmala, M., Puustinen, A., Thomas, S., Meddings, C., Ayres, J., van Wijnen, J., Hameri, K., 2008. Indoor–outdoor relationships of particle number and mass in four European cities. *Atmospheric Environment* 42(1) 156-169.
- Huang, Y., Ho, S.S.H., Lu, Y., Niu, R., Xu, L., Cao, J., Lee, S., 2016. Removal of Indoor Volatile Organic Compounds via Photocatalytic Oxidation: A Short Review and Prospect. *Molecules* 21, 56.
- Hubbard, H.F., Coleman, B.K., Sarwar, G., Corsi, R.L., 2005. Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings. *Indoor Air* 15(6) 432-444.
- Hulin, M., Annesi-Maesano, I., Caillaud, D., 2011. Qualité de l'air intérieur dans les écoles et asthme et allergies parmi les écoliers en Auvergne. Différences entre le milieu rural et le milieu urbain. *Revue Française d'Allergologie* 51(4) 419-424.
- Hystad, P.U., Setton, E.M., Allen, R.W., Keller, P.C., Brauer, M., 2009. Modeling residential fine particulate matter infiltration for exposure assessment. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 19(6) 570-579.
- Hyttinen, M., Pasanen, P., Salo, J., Björkroth, M., Vartiainen, M., Kalliokoski, P., 2003. Reactions of Ozone on Ventilation Filters. *Indoor and Built Environment* 12, 151–158.
- Ilgen E., L.K., Angerer J., Schneider P., Heinrich J., Wichmann H.-E., 2001, Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment: Part I. Indoor versus outdoor sources, the influence of traffic., *Atmospheric Environment*, 35, 1235-1252.
- Ilgen E., L.K., Angerer J., Schneider P., Heinrich J., Wichmann H.-E., 2001. Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment: Part II. Indoor versus outdoor sources, the influence of traffic. *Atmospheric Environment* 35 1252-1264.
- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment* 105(Supplement C) 130-137.
- Ji, W., Zhao, B., 2015. Estimating mortality derived from indoor exposure to particles of outdoor origin. *PloS One* 10(4) e0124238.
- Jung, K.-H., Artigas, F., Shin, J.Y., 2011. Personal, indoor, and outdoor exposure to VOCs in the immediate vicinity of a local airport. *Environmental Monitoring and Assessment* 173(1-4) 555-567.
- Jung, K.H., Patel, M.M., Moors, K., Kinney, P.L., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Hoepner, L., Garfinkel, R., Yan, B., Ross, J., others, 2010. Effects of heating season on residential indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and particulate matter in an urban birth cohort. *Atmospheric Environment* 44(36) 4545-4552.
- Kado, N.Y., Colome, S.D., Kleinman, M.T., Hsieh, D.P.H., Jaques, P., 1994. Indoor-outdoor concentrations and correlations of PM10-associated mutagenic activity in nonsmokers' and asthmatics' homes. *Environmental Science & Technology* 28(6) 1073-1078.
- Kearney, J., Wallace, L., MacNeill, M., Héroux, M.-E., Kindzierski, W., Wheeler, A., 2014. Residential infiltration of fine and ultrafine particles in Edmonton. *Atmospheric Environment* 94(Supplement C) 793-805.
- Kemp P.C., N.-K., H. G., Esposito, B., Lysek, G., Murray, F., 2003. Changes in airborne fungi from the outdoors to indoor air; Large HVAC systems in nonproblem buildings in two different climates. *Aiha Journal* 64(2) 269-275.
- Kim, Y.M., Harrad, S., Harrison, R.M., 2001. Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments. *Environmental Science & Technology* 35(6) 997-1004.
- Kingham S., B.D., Elliott P., Fischer P., Lebrete E., 2000, Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England., *Atmospheric Environment*, 34(6), 905-916.

- Kirchner S, Bailloit O, Collignan B, Flori JP, Garret O, Laurent AM, Le Moullec Y, O'Kelly P, Ramalho O, Sauvaget M, Villenave JG, Vedel C (2001), Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, Rapport CSTB/ADEME DDD/SB-2001-12A, avril 2001, 269 p.
- Kirchner S, Gauvin S, Golliot F, Ramalho O, Pennequin A, 2003, French permanent survey on indoor air quality—microenvironmental concentrations of volatile organic compounds in 90 French dwellings, Proc. Healthy Buildings 2003, Decembre 2003, Singapore, Vol I (349-354).
- Kirchner S, Laurent AM, Collignan B, Le Moullec Y, Ramalho O, Villenave JG, Flori JP, 2002, Impact of the urban pollution on the indoor environment - Experimental study on a mechanical ventilated dwelling, Proc. Indoor Air 2002, , 164-169.
- Kirchner, 1995, European Audit Project to optimize indoor air quality and energy consumption in office buildings. , National report, February 1995, .
- Kirchner, S., Arenes, J.F., Cochet, C., Derbez, M., Duboudin, C., Elias, P., Gregoire, A., Jédor, B., Lucas, J.P., Pasquier, N., Pigneret, M., Ramalho, O., 2007. Indoor air quality in French housing. Environnement, Risques et Sante 6(4) 259-269.
- Kouniali A, Cicolella A, Gonzalez-Flesca N, Dujardin R, Gehanno JF, Bois FY, 2003, Environmental benzene exposure assessment for parent-child pairs in Rouen, France, Sci Total Environ , 308(1-3), 73-82.
- Koutrakis, P., Briggs, S.L.K., Leaderer, B.P., 1992. Source apportionment of indoor aerosols in Suffolk and Onondaga Counties, New York. Environmental Science & Technology 26(3) 521-527.
- Koutrakis, P., Suh, H.H., Sarnat, J.A., Brown, K.W., Coull, B.A., Schwartz, J., 2005. Characterization of particulate and gas exposures of sensitive subpopulations living in Baltimore and Boston. Research Report (Health Effects Institute)(131) 1-65; discussion 67-75.
- Lai, A.C.K., 2002. Particle deposition indoors: a review. Indoor Air 12(4) 211-214.
- Lai, H.K., Kendall, M., Ferrier, H., Lindup, I., Alm, S., Hänninen, O., Jantunen, M., Mathys, P., Colville, R., Ashmore, M.R., others, 2004. Personal exposures and microenvironment concentrations of PM 2.5, VOC, NO 2 and CO in Oxford, UK. Atmospheric Environment 38(37) 6399-6410.
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Ribéron, J., Kirchner, S., Mandin, C., 2016. Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics. Atmospheric Environment 128 82-91.
- Lanki, T., Ahokas, A., Alm, S., Janssen, N.A.H., Hoek, G., De, H., Brunekreef, B., Pekkanen, J., 2007. Determinants of personal and indoor PM2.5 and absorbance among elderly subjects with coronary heart disease. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 17(2) 124-133.
- Laurent AM, Person A, Petit-Coviaux F, Le Moullec Y, Festy B. , 1993, Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris., Proc Healthy Buildings 1993, Vol. 3, 23-28.
- Leaderer, B.P., Naeher, L., Jankun, T., Balenger, K., Holford, T.R., Toth, C., Sullivan, J., Wolfson, J.M., Koutrakis, P., 1999. Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM10, PM2.5, SO4(2)-, H+, NH4+, NO3-, NH3, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters. Environmental Health Perspectives 107(3) 223-231.
- Lee, K., Parkhurst, W.J., Xue, J., Özkaynak, H., Neuberg, D., Spengler, J.D., 2004. Outdoor/Indoor/Personal Ozone Exposures of Children in Nashville, Tennessee. Journal of the Air & Waste Management Association 54(3) 352-359.
- Lee, K., Vallarino, J., Dumyahn, T., Ozkaynak, H., Spengler, J.D., 1999. Ozone Decay Rates in Residences. Journal of the Air & Waste Management Association (1995) 49(10) 1238-1244.
- Lee, K., Xue, J., Geyh, A.S., Ozkaynak, H., Leaderer, B.P., Weschler, C.J., Spengler, J.D., 2002. Nitrous acid, nitrogen dioxide, and ozone concentrations in residential environments. Environmental Health Perspectives 110(2) 145-150.
- Lee, T., Grinshpun, S.A., Martuzevicius, D., Adhikari, A., Crawford, C.M., Luo, J., Reponen, T., 2006. Relationship between indoor and outdoor bioaerosols collected with a button inhalable aerosol sampler in urban homes. Indoor Air 16(1) 37-47.

- Lee, T., Grinshpun, S.A., Martuzevicius, D., Adhikari, A., Crawford, C.M., Reponen, T., 2006. Culturability and concentration of indoor and outdoor airborne fungi in six single-family homes. *Atmospheric Environment* (Oxford, England: 1994) 40(16) 2902-2910.
- Leprince V, Moujalled B, Litvak A (2017), Durability of building airtightness, review and analysis of existing studies., 38th AIVC conference, 13-14 September 2017, Nottingham.
- Leroyer, A., Jeandel, F., Maitre, A., Howsam, M., Deplanque, D., Mazzuca, M., Nisse, C., 2010. 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations. *The Science of the Total Environment* 408(5) 1166-1173.
- Levsen K, Ilgen E, Angerer J, Schneider P, Heinrich J, 1999, Human's exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons: indoor and outdoor sources, International conference Air quality in Europe: Challenges for the 2000s, Venice 19th-21th, 36281.
- Levsen K, Schimming E, Angerer J, Wichmann HE, Heinrich J, 1996, Exposure to benzene and other aromatic hydrocarbons: Indoor and outdoor sources, *Proc. Indoor Air'96*, Nagoya (Japan), July 1996, Vol. 1, 1061-1066.
- Levy J. I., D.T., Spengler J. D., 2002, Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts., *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12(2), 104-114.
- Levy, J.I., 1998, Impact of Residential Nitrogen Dioxide Exposure on Personal Exposure: An International Study, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48(6), 553-560.
- Li W.W., P.H., Morales H., Chianelli J, 2003, Correlations between short-term indoor and outdoor PM concentrations at residences with evaporative coolers., *Atmospheric Environment*, 37, 2691-2703.
- Liu, De-Ling & W. Nazaroff, William. (2001). Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmospheric Environment*. 35. 4451-4462.
- Liu De-Ling & William W. Nazaroff (2003) Particle Penetration Through Building Cracks, *Aerosol Science and Technology*, 37:7, 565-573.
- Long C.M., S.H., Catalano P.J., Koutrakis P., 2001, Using Time- and Size-Resolved Particulate Data to Quantify Indoor Penetration and Deposition Behavior., *Environmental Science & Technology*, 35, 2089-2099.
- López-Aparicio, S., Smolík, J., Mašková, L., Součková, M., Grøntoft, T., Ondráčková, L., Stankiewicz, J., 2011. Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope. *Building and Environment* 46(7) 1460-1468.
- Loupa, G., Zarogianni, A.-M., Karali, D., Kosmadakis, I., Rapsomanikis, S., 2016. Indoor/outdoor PM_{2.5} elemental composition and organic fraction medications, in a Greek hospital. *The Science of the Total Environment* 550 727-735.
- Lunden M.M., Thatcher T.L., Hering S.V., Brown N.J., The use of time- and chemically resolved particulate data to characterize the infiltration of outdoor PM-2.5 into a residence in the San Joaquin Valley, *Environmental Science and Technology*, 37 (2003), pp. 4724-4732
- Lunden, M.M., Revzan, K.L., Fischer, M.L., Thatcher, T.L., Littlejohn, D., Hering, S.V., Brown, N.J., 2003. The transformation of outdoor ammonium nitrate aerosols in the indoor environment. *Atmospheric Environment, Indoor Air Chemistry and Physics: Papers from Indoor Air 2002* 37, 5633–5644.
- MacIntosh, D.L., Brightman, H.S., Baker, B.J., Myatt, T.A., Stewart, J.H., McCarthy, J.F., 2006. Airborne fungal spores in a cross-sectional study of office buildings. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 3(7) 379-389.
- MacNeill, M., Kearney, J., Wallace, L., Gibson, M., Héroux, M.E., Kuchta, J., Guernsey, J.R., Wheeler, A.J., 2014. Quantifying the contribution of ambient and indoor-generated fine particles to indoor air in residential environments. *Indoor Air* 24(4) 362-375.
- Madureira, J., Paciência, I., Fernandes, E.d.O., 2012. Levels and indoor–outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 75(22-23) 1423-1436.

- Maher, B.A., Ahmed, I.A.M., Davison, B., Karloukovski, V., Clarke, R., 2013. Impact of Roadside Tree Lines on Indoor Concentrations of Traffic-Derived Particulate Matter. *Environmental Science & Technology* 47(23) 13737-13744.
- Majestic, B.J., Turner, J.A., Marcotte, A.R., 2012. Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA. *The Science of the Total Environment* 435-436 253-261.
- Mallach, G., St-Jean, M., MacNeill, M., Aubin, D., Wallace, L., Shin, T., Van Ryswyk, K., Kulka, R., You, H., Fugler, D., Lavigne, E., Wheeler, A.J., 2017. Exhaust ventilation in attached garages improves residential indoor air quality. *Indoor Air* 27(2) 487-499.
- Matthews JC, Bacak A, Khan MAH, et al. Urban Pollutant Transport and Infiltration into Buildings Using Perfluorocarbon Tracers. Cincinelli A, Martellini T, eds. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017, 14(2):214.
- Meininghaus, R., Kouniali, A., Mandin, C., Cicolella, A., 2003. Risk assessment of sensory irritants in indoor air—a case study in a French school. *Environment International* 28(7) 553-557.
- Meng, Q.Y., Turpin, B.J., Korn, L., Weisel, C.P., Morandi, M., Colome, S., Zhang, J., Stock, T., Spektor, D., Winer, A., Zhang, L., Lee, J.H., Giovanetti, R., Cui, W., Kwon, J., Alimokhtari, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., Maberti, S., 2004. Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM_{2.5} concentrations: Analyses of RIOPA data. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 15(1) 17-28.
- Meng, Q.Y., Turpin, B.J., Polidori, A., Lee, J.H., Weisel, C., Morandi, M., Colome, S., Stock, T., Winer, A., Zhang, J., 2005. PM_{2.5} of ambient origin: estimates and exposure errors relevant to PM epidemiology. *Environmental Science & Technology* 39(14) 5105-5112.
- Menzel, A., Matiu, M., Michaelis, R., Jochner, S., 2017. Indoor birch pollen concentrations differ with ventilation scheme, room location, and meteorological factors. *Indoor Air* 27(3) 539-550.
- Minguillón, M.C., Schembari, A., Triguero-Mas, M., de Nazelle, A., Dadvand, P., Figueras, F., Salvado, J.A., Grimalt, J.O., Nieuwenhuijsen, M., Querol, X., 2012. Source apportionment of indoor, outdoor and personal PM_{2.5} exposure of pregnant women in Barcelona, Spain. *Atmospheric Environment* 59 426-436.
- Missia, D.A., Demetriou, E., Michael, N., Tolis, E.I., Bartzis, J.G., 2010. Indoor exposure from building materials: a field study. *Atmospheric Environment* 44(35) 4388-4395.
- Molnár, P., Bellander, T., Sällsten, G., Boman, J., 2007. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *Journal of environmental monitoring: JEM* 9(4) 348-357.
- Monn C, Frauchiger P, Wanner HU, 1993, Assessment of personal exposure to nitrogen dioxide and ozone, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 319-323.
- Monn Ch, Hangardner M, Wanner HU, 1990, Indoor measurements of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in mechanically and naturally ventilated rooms compared with outdoor measurements, *Proc. Indoor Air 1990*, Toronto, August 2000, Vol. 2, 272-276.
- Monn, C., Brändli, O., Schindler, C., Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., 1998, Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland. , *Science of The Total Environment*, 215(3) , 243-251..
- Monn, C., Fuchs, A., Högger, D., Junker, M., Kogelschatz, D., Roth, N., Wanner, H.U., 1997. Particulate matter less than 10 µm (PM₁₀) and fine particles less than 2.5 µm (PM_{2.5}): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations. *Science of The Total Environment* 208(1) 15-21.
- Montagne, D., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., Lanki, T., Pennanen, A., Portella, M., Meliefste, K., Wang, M., Eeftens, M., Yli-Tuomi, T., Cirach, M., Brunekreef, B., 2014. The association of LUR modeled PM_{2.5} elemental composition with personal exposure. *The Science of the Total Environment* 493 298-306.
- Morawska, L., Ayoko, G.A., Bae, G.N., Buonanno, G., Chao, C.Y.H., Clifford, S., Fu, S.C., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M.S., Wierzbicka, A., 2017. Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure. *Environment International* 108(Supplement C) 75-83.

- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Mosqueron, 2000, Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire, Thèse de docteur en pharmacie.
- Mosqueron, 2001, Personal exposure to fines particles in Parisian office workers, 12th world Clean Air and Environment, 26-31 August, Seoul, Korea.
- Mosqueron, L., Momas, I., Le, M., 2002. Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles. *Occupational and Environmental Medicine* 59(8) 550-555.
- Mourgeon, E., Levesque, E., Duveau, C., Law-Koune, J.D., Charbit, B., Ternissien, E., Coriat, P., Rouby, J.J., 1997. Factors influencing indoor concentrations of nitric oxide in a Parisian intensive care unit. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 156(5) 1692-1695.
- Muise, B., Seo, D.-C., Blair, E.E., Applegate, T., 2010. Mold spore penetration through wall service outlets: a pilot study. *Environmental Monitoring and Assessment* 163(1-4) 95-104.
- Naumova, Y.Y., Eisenreich, S.J., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Colome, S.D., Totten, L.A., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Shendell, D., Jones, J., Maberti, S., Wall, S.J., 2002. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Indoor and Outdoor Air of Three Cities in the U.S. *Environmental Science & Technology* 36(12) 2552-2559.
- Neophytou, M.K., Britter, R.E. A Simple Correlation for Pollution Dispersion Predicted in Urban Areas. DAPPLE Note 1. 2004. Available online: <http://www.openstreetmap.org/copyright> (accessed on 21 February 2017).
- Ni Riain C.M., Mark, D., Davies, M., Harrison, R.M., Byrne, M.A., 2003, Averaging periods for indoor-outdoor ratios of pollution in naturally ventilated non-domestic buildings near a busy road., *Atmospheric Environment*, 37(29), 4121-4132.
- Nicolas M, 2006, Ozone et qualité de l'air intérieur : interactions avec les produits de construction et de décoration, Thèse, Université Paris 7, 234 p..
- Nicolas M, Ramalho O, Maupetit F, 2003, Impact of ozone on indoor air quality: a preliminary field study, *Proc. Healthy Buildings 2004*, Decembre 2003, Singapore, Vol I (247-252).
- Oeder, S., Dietrich, S., Weichenmeier, I., Schober, W., Pusch, G., Jörres, R.A., Schierl, R., Nowak, D., Fromme, H., Behrendt, H., others, 2012. Toxicity and elemental composition of particulate matter from outdoor and indoor air of elementary schools in Munich, Germany. *Indoor Air* 22(2) 148-158.
- Oie L, Nafstad P, Botten G, 1993, Infants exposure to NO₂, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 183-187.
- OQAI : Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jedor B, Lucas JP, Pasquier N, Pignieret M, Ramalho O (2007), Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport final. DDD/SB-2006-57, mai 2007, 183 p.
- Ouidir, M., Giorgis-Allemand, L., Lyon-Caen, S., Morelli, X., Cracowski, C., Pontet, S., Pin, I., Lepeule, J., Siroux, V., Slama, R., 2015. Estimation of exposure to atmospheric pollutants during pregnancy integrating space-time activity and indoor air levels: Does it make a difference? *Environment International* 84 161-173.
- Ozkaynak, H., Palma, T., Touma, J.S., Thurman, J., 2008. Modeling population exposures to outdoor sources of hazardous air pollutants. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 18(1) 45-58.
- Parat S, Perdrix A, Baconnier P., 1999, Etude des relations entre climatisation, micro-organismes aéroportés et santé, *Bull Acad Natle Med*, 183(2), 327-344.
- Parker, J.L., Larson, R.R., Eskelson, E., Wood, E.M., Veranth, J.M., 2008. Particle size distribution and composition in a mechanically ventilated school building during air pollution episodes. *Indoor Air* 18(5) 386-393.
- Paschold H., L.W.W., Morales H., Pingitore N.E., Maciejewska B., 2003, Elemental analysis of airborne particulate matter and cooling water in west Texas residences., *Atmospheric Environment*, 37(19), 2681-2690.

- Pegas, P.N., Alves, C.A., Evtyugina, M.G., Nunes, T., Cerqueira, M., Franchi, M., Pio, C.A., Almeida, S.M., Freitas, M.C., 2011. Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring. *Environmental Geochemistry and Health* 33(5) 455-468.
- Pegas, P.N., Nunes, T., Alves, C.A., Silva, J.R., Vieira, S.L.A., Caseiro, A., Pio, C.A., 2012. Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal. *Atmospheric Environment* 55 80-89.
- Pichot, C., Calleja, M., Penel, V., Bues-Charbit, M., Charpin, D., 2015. Inference of the pollen penetration and remanence into dwellings using seasonal variation of indoor/outdoor pollen counts. *Aerobiologia* 31(3) 315-322.
- Piechocki-Minguy, A., Plaisance, H., Schadkowski, C., Sagnier, I., Saison, J.Y., Galloo, J.C., Guillermo, R., 2006. A case study of personal exposure to nitrogen dioxide using a new high sensitive diffusive sampler. *Science of The Total Environment* 366(1) 55-64.
- Polidori, A., Arhami, M., Sioutas, C., Delfino, R.J., Allen, R., 2007. Indoor/Outdoor relationships, trends, and carbonaceous content of fine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 57(3) 366-379.
- Poupard, O., Blondeau, P., Iordache, V., Allard, F., 2005. Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools. *Atmospheric Environment* 39(11) 2071-2080.
- Powaga E, Collignan B (2016), Modelling of outdoor pollutant transfers in buildings, Proc. Indoor Air conference, 3rd – 8th June 2016. Ghent, Belgium.
- Ramalho O., Ouaret R., Ionescu A., Le Ponner E., Candau Y., 2016, TRIBU: Suivi dynamique en Temps Réel de la QAI dans un environnement de bureaux - Contribution des sources et Modèle prévisionnel, rapport final, PRIMEQUAL, convention 12-MRES-PRIMEQUAL-4-CVS-09, rapport DQC/OBS-QAI/2016-017.
- Ramalho O. Lucas J.P., Mandin C., Derbez M., Kirchner S. (2012), Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France, *Pollution Atmosphérique, Numéro Spécial – Ateliers Scientifiques : Pollution par les particules, impacts sur la santé, l'air et le climat*, novembre 2012, 37-42.
- Ramalho, O., Wyart, G., Mandin, C., Blondeau, P., Cabanes, P.-A., Leclerc, N., Mullot, J.-U., Boulanger, G., Redaelli, M., 2015, Association of carbon dioxide with indoor air pollutants and exceedance of health guideline values, *Building and Environment*, 93(Part 1), 115-124.
- Rames, A., Guillosoy, G., Ronga-Pezeret, S., Hulot, C., 2012. Assessment of indoor air quality related to potential vapor intrusion: Issues for former manufactured gas plants. *Environnement, Risques et Sante* 11(2) 110-119.
- Reche, C., Viana, M., Rivas, I., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., Querol, X., 2014. Outdoor and indoor UFP in primary schools across Barcelona. *Science of The Total Environment* 493 943-953.
- Ribéron, J., O'Kelly, P., Maupetit, F., Robine, E., 2002. Indoor air quality in schools: the impact of ventilation conditions and indoor activities. *Proceedings of Indoor Air* 109-114.
- Richmond-Bryant, J., Hahn, I., Fortune, C.R., Rodes, C.E., Portzer, J.W., Lee, S., Wiener, R.W., Smith, L.A., Wheeler, M., Seagraves, J., Stein, M., Eisner, A.D., Brixey, L.A., Drake-Richman, Z.E., Brouwer, L.H., Ellenson, W.D., Baldauf, R., 2009. The Brooklyn traffic real-time ambient pollutant penetration and environmental dispersion (B-TRAPPED) field study methodology. *Journal of environmental monitoring: JEM* 11(12) 2122-2135.
- Riediker, M., Keller, S., Wüthrich, B., Koller, T., Monn, C., 2000. Personal pollen exposure compared to stationary measurements. *Journal of Investigational Allergology & Clinical Immunology* 10(4) 200-203.
- Riley, W.J., McKone, T.E., Lai, A.C.K., Nazaroff, W.W., 2002. Indoor particulate matter of outdoor origin: importance of size-dependent removal mechanisms. *Environmental Science & Technology* 36(2) 200-207.
- Rim, D., Wallace, L., Persily, A., 2010. Infiltration of Outdoor Ultrafine Particles into a Test House. *Environmental Science & Technology* 44(15) 5908-5913.
- Robine, E., Lacaze, I., Moularat, S., Ritoux, S., Boissier, M., 2005. Characterisation of exposure to airborne fungi: Measurement of ergosterol. *Journal of Microbiological Methods* 63(2) 185-192.
- Roda, C., Barral, S., Ravelomanantsoa, H., Dusséaux, M., Tribout, M., Le, M., Momas, I., 2011. Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environmental Research* 111(8) 1010-1017.

- Romagnoli, P., Balducci, C., Perilli, M., Gherardi, M., Gordiani, A., Gariazzo, C., Gatto, M.P., Cecinato, A., 2014. Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 92 51-59.
- Romagnoli, P., Balducci, C., Perilli, M., Vichi, F., Imperiali, A., Cecinato, A., 2016. Indoor air quality at life and work environments in Rome, Italy. *Environmental Science and Pollution Research International* 23(4) 3503-3516.
- Roux E, Bugajny C, Cheppe G, Savy O, Desmettres P, 2017, Air pollutants transfer from road in the schools of Lille, Conférence ADEBIOTECH, Romainville, 27-28 juin 2017.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Sanderson, E.G., Farant, J.P., 2004. Indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons in residences surrounding a Söderberg aluminum smelter in Canada. *Environmental Science & Technology* 38(20) 5350-5356.
- Sangiorgi, G., Ferrero, L., Ferrini, B.S., Porto, C.L., Perrone, M.G., Zangrando, R., Gambaro, A., Lazzati, Z., Bolzacchini, E., 2013. Indoor airborne particle sources and semi-volatile partitioning effect of outdoor fine PM in offices. *Atmospheric Environment* 65 205-214.
- Santamouris, M., Wouters, P., 2006. *Building ventilation: the state of the art*. Routledge.
- Sarnat, S.E., Coull, B.A., Ruiz, P.A., Koutrakis, P., Suh, H.H., 2006. The Influences of Ambient Particle Composition and Size on Particle Infiltration in Los Angeles, CA, Residences. *Journal of the Air & Waste Management Association* 56(2) 186-196.
- Sautour, M., Sixt, N., Dalle, F., L'Ollivier, C., Fourquenot, V., Calinon, C., Paul, K., Valvin, S., Maurel, A., Aho, S., Couillault, G., Cachia, C., Vagner, O., Cuisenier, B., Caillot, D., Bonnin, A., 2009. Profiles and seasonal distribution of airborne fungi in indoor and outdoor environments at a French hospital. *Science of The Total Environment* 407(12) 3766-3771.
- Schwab, K.J., Gibson, K.E., Williams, D.A.L., Kulbicki, K.M., Lo, C.P., Mihalic, J.N., Breyse, P.N., Curriero, F.C., Geyh, A.S., 2007. Microbial and chemical assessment of regions within New Orleans, LA impacted by Hurricane Katrina. *Environmental Science & Technology* 41(7) 2401-2406.
- Sheldon L, Clayton A, Perritt R, Whitaker DA, Keever J, 1993, Indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in California residences and their relationship to combustion source use, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 29-34.
- Sheldon L, Whitaker D, Keever J, Clayton A, Perritt R, 1993, Phthalates and PAHs in indoor and outdoor air in a southern California community, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 257-262.
- Shelton, B.G., Kirkland, K.H., Flanders, W.D., Morris, G.K., 2002, Profiles of Airborne Fungi in Buildings and Outdoor Environments in the United States, *Applied and Environmental Microbiology*, 68(4), 1743-1753.
- Sherman M.H., Matson N.E., 2003, TN 58: Reducing indoor residential exposures to outdoor pollutants, AIVC Technical Note 58, 2003, 36 pp.
- Shi, S., Chen, C., Zhao, B., 2017. Modifications of exposure to ambient particulate matter: Tackling bias in using ambient concentration as surrogate with particle infiltration factor and ambient exposure factor. *Environ. Pollut.* 220, 337-347.
- Simon, X., Duquenne, P., 2014. Assessment of workers' exposure to bioaerosols in a French cheese factory. *Annals of Occupational Hygiene* 58(6) 677-692.
- SINPHONIE, 2014, Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe, Final Report, EU project, 157 p.
- Solomon, S.J., Schade, G.W., Kuttippurath, J., Ladstätter-Weissenmayer, A., Burrows, J.P., 2008. VOC Concentrations in an Indoor Workplace Environment of a University Building. *Indoor and Built Environment* 17(3) 260-268.
- Spengler, J.D., Dockery, D.W., Turner, W.A., Wolfson, J.M., Ferris, B.G., 1981. Long-term measurements of respirable sulfates and particles inside and outside homes. *Atmospheric Environment* (1967) 15(1) 23-30.

- Spruyt M. , R. Bormans, L. Desmet, F. Geyskens, D. Poelmans, B. Van Hasselt, L. Verbeke, E. Goelen, 2006, The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality Part 1-3: Exposure of Children, Report DTG/OL200400027/4223/M&G, VITO, 113 p.
- Stathopoulou, O.I., Assimakopoulos, V.D., Flocas, H.A., Helmis, C.G., 2008. An experimental study of air quality inside large athletic halls. *Building and Environment* 43(5) 834-848.
- Stephens, B., Gall, E.T., Siegel, J.A., 2012. Measuring the penetration of ambient ozone into residential buildings. *Environmental Science & Technology* 46(2) 929-936.
- Stephens, B., Siegel, J.A., 2012. Penetration of ambient submicron particles into single-family residences and associations with building characteristics. *Indoor Air* 22(6) 501-513.
- Sterling, D.A., Lewis, R.D., 1998. Pollen and fungal spores indoor and outdoor of mobile homes. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology: Official Publication of the American College of Allergy, Asthma, & Immunology* 80(3) 279-285.
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S.S., Van Grieken, R., 2008. Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium. *Indoor Air* 18(6) 454-463.
- Suh HH, Koutrakis P, Spengler JD, 1993, Indoor and outdoor acid aerosol and gas concentrations, *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki, Finland, Vol. 3, 257-262.
- Szigei, T., Dunster, C., Cattaneo, A., Cavallo, D., Spinazzè, A., Saraga, D.E., Sakellaris, I.A., de Kluizenaar, Y., Cornelissen, E.J.M., Hänninen, O., Peltonen, M., Calzolari, G., Lucarelli, F., Mandin, C., Bartzis, J.G., Záray, G., Kelly, F.J., 2016. Oxidative potential and chemical composition of PM_{2.5} in office buildings across Europe - The OFFICAIR study. *Environment International* 92-93 324-333.
- Tang, C.H., Garshick, E., Grady, S., Coull, B., Schwartz, J., Koutrakis, P., 2017. Development of a modeling approach to estimate indoor-to-outdoor sulfur ratios and predict indoor PM_{2.5} and black carbon concentrations for Eastern Massachusetts households. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.
- Taylor, J., Shrubsole, C., Davies, M., Biddulph, P., Das, P., Hamilton, I., Vardoulakis, S., Mavrogianni, A., Jones, B., Oikonomou, E., 2014, The modifying effect of the building envelope on population exposure to PM_{2.5} from outdoor sources., *Indoor Air*, 24(6), 639-651.
- Thatcher T.L., L., M. M., Revzan, K.L., Sextro, R.G., Brown, N.J., 2003, A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. , *Aerosol Science & Technology*, 37, 847-864.
- Thatcher, T.L., Kirchstetter, T.W., Malejan, C.J., Ward, C.E., 2014, Infiltration of Black Carbon Particles from Residential Woodsmoke into Nearby Homes, *Open Journal of Air Pollution*, 03(04), 111-120.
- Tormo Molina, R., Gonzalo Garijo, M.A., Muñoz Rodríguez, A.F., Silva Palacios, I., 2002. Pollen and spores in the air of a hospital out-patient ward. *Allergologia & Immunopathologia* 30(4) 232-238.
- Tormo-Molina, R., Gonzalo-Garijo, A., Silva-Palacios, I., Fernández-Rodríguez, S., 2009. Seasonal and spatial variations of indoor pollen in a hospital. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6(12) 3169-3178.
- Tran, D.T., Alleman, L.Y., Coddeville, P., Galloo, J.-C., 2012. Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms. *Atmospheric Environment* 54 250-259.
- Tran, D.T., Alleman, L.Y., Coddeville, P., Galloo, J.-C., 2014. Indoor-outdoor behavior and sources of size-resolved airborne particles in French classrooms. *Building and Environment* 81 183-191.
- Tran, D.T., Alleman, L.Y., Coddeville, P., Galloo, J.-C., 2015. Indoor particle dynamics in schools: Determination of air exchange rate, size-resolved particle deposition rate and penetration factor in real-life conditions. *Indoor and Built Environment* 1420326X15610798.
- Tran, T.D., Alleman, L.Y., 2009. Chemical characterization and sourcing of fine particles in French classrooms, 9th International Conference and Exhibition - Healthy Buildings 2009, HB 2009.
- Traynor, G.W., Anthon, D.W., Hollowell, C.D., 1982. Technique for determining pollutant emissions from a gas-fired range. *Atmospheric Environment* (1967) 16(12) 2979-2987.

- Tumbiolo, S., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Zerbinati, O., 2004. Determination of benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in air by solid phase micro-extraction/gas chromatography/mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 380(5-6) 824-830.
- Tumbiolo, S., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Zerbinati, O., 2005. SPME sampling of BTEX before GC/MS analysis: examples of outdoor and indoor air quality measurements in public and private sites. *Annali Di Chimica* 95(11-12) 757-766.
- Ullrich D, Brenske KR, Heinrich J, Hoffmann K, Ung L, Seifert B, 1996, Volatile organic compounds: comparison of personal exposure and indoor air quality measurements, *Proc. Indoor Air'96, Nagoya (Japan)*, July 1996, Vol. 4, 301-306.
- Van Roosbroeck, S., Wichmann, J., Janssen, N.A.H., Hoek, G., van Wijnen, J.H., Lebret, E., Brunekreef, B., 2006. Long-term personal exposure to traffic-related air pollution among school children, a validation study. *Science of The Total Environment* 368(2) 565-573.
- Verrielle, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Germain, S., Gaudion, V., Locoge, N., 2016. The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France. *Indoor Air* 26(5) 702-713.
- Verrielle, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Locoge, N., 2014. Do low energy public buildings (LEPB) comply with the recent IAQ regulations in France? What about unregulated VOC? *Indoor Air 2014 - 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, pp. 608-614.
- Villanueva, F., Tapia, A., Amo-Salas, M., Notario, A., Cabañas, B., Martínez, E., 2015. Levels and sources of volatile organic compounds including carbonyls in indoor air of homes of Puertollano, the most industrialized city in central Iberian Peninsula. Estimation of health risk. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218(6) 522-534.
- Wallace, L., Ott, W., 2011. Personal exposure to ultrafine particles. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 21(1) 20-30.
- Wanner HU, Braun CH, Monn CH, 1990, Measurement of nitrogen dioxide indoor and outdoor concentrations with passive sampling devices, *Proc. Indoor Air 1990, Toronto, August 2000*, Vol. 2, 503-508.
- Weschler, C.J., 2000. Ozone in indoor environments: concentration and chemistry. *Indoor Air* 10(4) 269-288.
- Wheeler, A.J., Dobbin, N.A., Lyrette, N., Wallace, L., Foto, M., Mallick, R., Kearney, J., Van Ryswyk, K., Gilbert, N.L., Harrison, I., 2011. Residential indoor and outdoor coarse particles and associated endotoxin exposures. *Atmospheric Environment* 45(39) 7064-7071.
- WHO, WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants.
- Wichmann, J., Lind, T., Nilsson, M.-M., Bellander, T., 2010. PM 2.5, soot and NO₂ indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 44(36) 4536-4544.
- Xu, J., Szyszkowicz, M., Jovic, B., Cakmak, S., Austin, C.C., Zhu, J., 2016. Estimation of indoor and outdoor ratios of selected volatile organic compounds in Canada. *Atmospheric Environment* 141 523-531.
- Yang, W., Lee, K., Chung, M., 2004. Characterization of indoor air quality using multiple measurements of nitrogen dioxide. *Indoor Air* 14(2) 105-111.
- Zabiegał, B., Partyka, M., Namiesnik, J., 2005. Passive samplers in indoor air quality control. *Transactions on ecology and the environment* 195-204.
- Zhang, J., Liou, P.J., 1994. Ozone in Residential Air: Concentrations, I/O Ratios, Indoor Chemistry, and Exposures. *Indoor Air* 4(2) 95-105.
- Zhang, Q., Zhu, Y., 2012. Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas. *Indoor Air* 22(1) 33-42.
- Zhao, H., Stephens, B., 2016. A method to measure the ozone penetration factor in residences under infiltration conditions: application in a multifamily apartment unit. *Indoor Air* 26(4) 571-581.
- Zhao, H., Stephens, B., 2017. Using portable particle sizing instrumentation to rapidly measure the penetration of fine and ultrafine particles in unoccupied residences. *Indoor Air* 27(1) 218-229.

Zhu, J., Newhook, R., Marro, L., Chan, C.C., 2005. Selected volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada. *Environmental Science & Technology* 39(11) 3964-3971.

8 Références complémentaires associées aux COVs

8.1 COVs

- Adamkiewicz, G., Zota, A.R., Fabian, M.P., Chahine, T., Julien, R., Spengler, J.D., Levy, J.I., 2011. Moving environmental justice indoors: understanding structural influences on residential exposure patterns in low-income communities. *American journal of public health* 101 Suppl S238-245.
- Adgate, J.L., Eberly, L.E., Stroebel, C., Pellizzari, E.D., Sexton, K., 2004. Personal, indoor, and outdoor VOC exposures in a probability sample of children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14 Suppl 1 S4-S13.
- Annesi-Maesano, I., Dab, W., 2006. Air pollution and the lung: Epidemiological approach. *Medecine/Sciences* 22(6-7) 589-594.
- Annesi-Maesano, I., Norback, D., Zielinski, J., Bernard, A., Gratziou, C., Sigsgaard, T., Sestini, P., Viegi, G., Study, G., 2013. Geriatric study in Europe on health effects of air quality in nursing homes (GERIE study) profile: objectives, study protocol and descriptive data. *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 8(1) 71.
- Armstrong, J.L., Yost, M.G., Fenske, R.A., 2014. Development of a passive air sampler to measure airborne organophosphorus pesticides and oxygen analogs in an agricultural community. *Chemosphere* 111 135-143.
- Batterman, S., Chin, J.Y., Jia, C., Godwin, C., Parker, E., Robins, T., Max, P., Lewis, T., 2012. Sources, concentrations, and risks of naphthalene in indoor and outdoor air. *Indoor Air* 22(4) 266-278.
- Batterman, S., Metts, T., Kalliokoski, P., Barnett, E., 2002. Low-flow active and passive sampling of VOCs using thermal desorption tubes: theory and application at an offset printing facility. *Journal of environmental monitoring: JEM* 4(3) 361-370.
- Batterman, S., Su, F.-C., Li, S., Mukherjee, B., Jia, C., 2014. Personal exposure to mixtures of volatile organic compounds: modeling and further analysis of the RIOPA data. *Research report (Health Effects Institute)*(181) 3-63.
- Belpomme, D., Irigaray, P., Hardell, L., Clapp, R., Montagnier, L., Epstein, S., Sasco, A.J., 2007. The multitude and diversity of environmental carcinogens. *Environmental Research* 105(3) 414-429.
- Blondin, C., Cholley, B., Haeffner-Cavaillon, N., Goldschmidt, P., 2003. [In vitro effects of antiallergic eyedrops on complement activation induced by particulate matter]. *Journal Francais D'ophtalmologie* 26(4) 328-336.
- Bortoli, M.D., Knöppel, H., Pecchio, E., Peil, A., Rogora, L., Schauenburg, H., Schlitt, H., Vissers, H., 1986. Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in Northern Italy. *Environment International* 12(1-4) 343-350.
- Branco, P.T.B.S., Nunes, R.A.O., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., Sousa, S.I.V., 2015. Children's exposure to indoor air in urban nurseries – Part II: Gaseous pollutants' assessment. *Environmental Research* 142 662-670.
- Brody, J.G., Morello-Frosch, R., Zota, A., Brown, P., Perez, C., Rudel, R.A., 2009. Linking exposure assessment science with policy objectives for environmental justice and breast cancer advocacy: the northern California household exposure study. *American journal of public health* 99 Suppl 3 S600-609.
- Can, E., Üzmez, Ö.Ö., Döğeroğlu, T., Gaga, E.O., 2015. Indoor air quality assessment in painting and printmaking department of a fine arts faculty building. *Atmospheric Pollution Research* 6(6) 1035-1045.
- Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Ribéron, J., Dassonville, C., Hänninen, O., Almeida, S.M., Derbez, M., 2016. Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. *Indoor Air* 26(3) 350-365.
- Carslaw, N., 2007. A new detailed chemical model for indoor air pollution. *Atmospheric Environment* 41(6) 1164-1179.
- Cartieaux, E., Rzepka, M.A., Cuny, D., 2011. Indoor air quality in schools. *Archives de Pédiatrie* 18(7) 789-796.

- Cecchi, T., 2014. Identification of representative pollutants in multiple locations of an Italian school using solid phase micro extraction technique. *Building and Environment* 82 655-665.
- Chan, W., Lee, S.-C., Chen, Y., Mak, B., Wong, K., Chan, C.-S., Zheng, C., Guo, X., 2009. Indoor air quality in new hotels' guest rooms of the major world factory region. *International Journal of Hospitality Management* 28(1) 26-32.
- Chin, J.Y., Godwin, C., Jia, C., Robins, T., Lewis, T., Parker, E., Max, P., Batterman, S., 2013. Concentrations and risks of p-dichlorobenzene in indoor and outdoor air. *Indoor Air* 23(1) 40-49.
- Cincinelli, A., Martellini, T., Amore, A., Dei, L., Marrazza, G., Carretti, E., Belosi, F., Ravegnani, F., Leva, P., 2016. Measurement of volatile organic compounds (VOCs) in libraries and archives in Florence (Italy). *Science of the Total Environment* 572 333-339.
- Cleary, E., Asher, M., Olawoyin, R., Zhang, K., 2017. Assessment of indoor air quality exposures and impacts on respiratory outcomes in River Rouge and Dearborn, Michigan. *Chemosphere* ---.
- Daisey, J.M., Hodgson, A.T., Fisk, W.J., Mendell, M.J., Brinke, J.T., 1994. Volatile organic compounds in twelve California office buildings: Classes, concentrations and sources. *Atmospheric Environment* 28(22) 3557-3562.
- de_Richter, R., Caillol, S., 2011. Fighting global warming: The potential of photocatalysis against CO₂, CH₄, N₂O, CFCs, tropospheric O₃, {BC} and other major contributors to climate change. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* 12(1) 1-19.
- DeHate, R.B., Johnson, G.T., Harbison, R.D., 2011. Risk characterization of vapor intrusion in former manufactured gas plant sites. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 59(2) 353-359.
- Delahaye, C., Ponthieux, A., Jaffrezic, M.P., 2009. Identifying relationships between mechanical ventilation characteristics and contaminants within the ductworks in office buildings and hospitals, 9th International Conference and Exhibition - Healthy Buildings 2009, HB 2009.
- Delfino, R.J., 2002. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 573-589.
- Durme, J.V., Dewulf, J., Sysmans, W., Leys, C., Langenhove, H.V., 2007. Abatement and degradation pathways of toluene in indoor air by positive corona discharge. *Chemosphere* 68(10) 1821-1829.
- Edwards, R.D., Jurvelin, J., Koistinen, K., Saarela, K., Jantunen, M., 2001. {VOC} source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 35(28) 4829-4841.
- Ekberg, L.E., 1994. Volatile organic compounds in office buildings. *Atmospheric Environment* 28(22) 3571-3575.
- Esplugues, A., Ballester, F., Estarlich, M., Llop, S., Fuentes-Leonarte, V., Mantilla, E., Iñíguez, C., 2010. Indoor and outdoor air concentrations of {BTEX} and determinants in a cohort of one-year old children in Valencia, Spain. *Science of the Total Environment* 409(1) 63-69.
- Esplugues, A., Fernández-Patier, R., Aguilera, I., Iñíguez, C., Santos, S.G.D., Alfaro, A.A., Lacasaña, M., Estarlich, M., Grimalt, J.O., Fernández, M., Rebagliato, M., Sala, M., Tardón, A., Torrent, M., Martínez, M.D., Ribas-Fitó, N., Sunyer, J., Ballester, F., 2007. Exposición a contaminantes atmosféricos durante el embarazo y desarrollo prenatal y neonatal: protocolo de investigación en el proyecto {INMA} (Infancia y Medio Ambiente). *Gaceta Sanitaria* 21(2) 162-171.
- Fellin, P., Otson, R., 1994. Assessment of the influence of climatic factors on concentration levels of volatile organic compounds (VOCs) in Canadian homes. *Atmospheric Environment* 28(22) 3581-3586.
- Feron, V.J., Cassee, F.R., Groten, J.P., 1998. Toxicology of chemical mixtures: international perspective. *Environmental Health Perspectives* 106 Suppl 1281-1289.
- Gallego, E., Roca, F.J., Perales, J.F., Guardino, X., 2010. Comparative study of the adsorption performance of a multi-sorbent bed (Carbotrap, Carbopack X, Carboxen 569) and a Tenax {TA} adsorbent tube for the analysis of volatile organic compounds (VOCs). *Talanta* 81(3) 916-924.

- Ginsberg, G., Toal, B., Simcox, N., Bracker, A., Golembiewski, B., Kurland, T., Hedman, C., 2011. Human health risk assessment of synthetic turf fields based upon investigation of five fields in Connecticut. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 74(17) 1150-1174.
- Gonzalez-Flesca, N., Bates, M.S., Delmas, V., Cocheo, V., 2000. Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the life MACBETH programme. *Environmental Monitoring and Assessment* 65(1-2) 59-67.
- Gordon, S.M., Callahan, P.J., Nishioka, M.G., Brinkman, M.C., O'Rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Moschandreas, D.J., 1999. Residential environmental measurements in the national human exposure assessment survey (NHEXAS) pilot study in Arizona: preliminary results for pesticides and VOCs. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 456-470.
- Han, K., Zhang, J.S., Guo, B., 2014. A novel approach of integrating ventilation and air cleaning for sustainable and healthy office environments. *Energy and Buildings* 76 32-42.
- Harrison, R.M., Delgado-Saborit, J.M., Baker, S.J., Aquilina, N., Meddings, C., Harrad, S., Matthews, I., Vardoulakis, S., Anderson, H.R., 2009. Measurement and modeling of exposure to selected air toxics for health effects studies and verification by biomarkers. Research report (Health Effects Institute), (143) 3-100.
- Hartwell, T.D., Pellizzari, E.D., Perritt, R.L., Whitmore, R.W., Zelon, H.S., Sheldon, L.S., Sparacino, C.M., Wallace, L., 1987. Results from the Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) study in selected communities in Northern and Southern California. *Atmospheric Environment* (1967) 21(9) 1995-2004.
- Highsmith, V.R., Zweidinger, R.B., Merrill, R.G., 1988. Characterization of indoor and outdoor air associated with residences using woodstoves: A pilot study. *Environment International* 14(3) 213-219.
- Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.
- Hun, D.E., Siegel, J.A., Morandi, M.T., Stock, T.H., Corsi, R.L., 2009. Cancer risk disparities between Hispanic and non-Hispanic white populations: the role of exposure to indoor air pollution. *Environmental Health Perspectives* 117(12) 1925-1931.
- Ilacqua, V., Hanninen, O., Kuenzli, N., Jantunen, M.F., 2007. Intake fraction distributions for indoor VOC sources in five European cities. *Indoor Air* 17(5) 372-383.
- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: an overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy = Biomedecine & Pharmacotherapie* 61(10) 640-658.
- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 61(10) 640-658.
- Jia, C., Batterman, S., 2010. A critical review of naphthalene sources and exposures relevant to indoor and outdoor air. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(7) 2903-2939.
- Jia, C., Batterman, S., Godwin, C., 2008. {VOCs} in industrial, urban and suburban neighborhoods, Part 1: Indoor and outdoor concentrations, variation, and risk drivers. *Atmospheric Environment* 42(9) 2083-2100.
- Johnson, M., Hudgens, E., Williams, R., Andrews, G., Neas, L., Gallagher, J., Ozkaynak, H., 2009. A participant-based approach to indoor/outdoor air monitoring in community health studies. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 19(5) 492-501.
- Johnson, M.M., Williams, R., Fan, Z., Lin, L., Hudgens, E., Gallagher, J., Vette, A., Neas, L., Özkaynak, H., 2010. Participant-based monitoring of indoor and outdoor nitrogen dioxide, volatile organic compounds, and polycyclic aromatic hydrocarbons among MICA-Air households. *Atmospheric Environment* 44(38) 4927-4936.
- Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., Spasojević, V., 2014. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. *Energy* 77 42-48.

- Kalimeri, K.K., Saraga, D.E., Lazaridis, V.D., Legkas, N.A., Missia, D.A., Tolis, E.I., Bartzis, J.G., 2016. Indoor air quality investigation of the school environment and estimated health risks: Two-season measurements in primary schools in Kozani, Greece. *Atmospheric Pollution Research* 7(6) 1128-1142.
- Kim, H.J., Pant, H.R., Choi, N.J., Kim, C.S., 2013. Composite electrospun fly ash/polyurethane fibers for absorption of volatile organic compounds from air. *Chemical Engineering Journal* 230 244-250.
- Kim, K.-H., Jahan, S.A., Kabir, E., 2013. A review on human health perspective of air pollution with respect to allergies and asthma. *Environment International* 59 41-52.
- Kirchner, S., Arenes, J.F., Cochet, C., Derbez, M., Duboudin, C., Elias, P., Gregoire, A., Jédor, B., Lucas, J.P., Pasquier, N., Pignoret, M., Ramalho, O., 2007. Indoor air quality in French housing. *Environnement, Risques et Sante* 6(4) 259-269.
- Kliucininkas, L., Martuzevicius, D., Krugly, E., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Molnar, P., Strandberg, B., 2011. Indoor and outdoor concentrations of fine particles, particle-bound PAHs and volatile organic compounds in Kaunas, Lithuania. *Journal of environmental monitoring: JEM* 13(1) 182-191.
- Krüger, U., Kraenzmer, M., Strindehag, O., 1995. Field studies of the indoor air quality by photoacoustic spectroscopy. *Environment International* 21(6) 791-801.
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Ribéron, J., Kirchner, S., Mandin, C., 2016. Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics. *Atmospheric Environment* 128 82-91.
- Lazarov, B., Swinnen, R., Spruyt, M., Goelen, E., Stranger, M., Desmet, G., Wauters, E., 2013. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 79 780-786.
- Lebret, E., van de Wiel, H.J., Bos, H.P., Noij, D., Boleij, J.S.M., 1986. Volatile organic compounds in Dutch homes. *Environment International* 12(1-4) 323-332.
- Leroyer, A., Jeandel, F., Maitre, A., Howsam, M., Deplanque, D., Mazzuca, M., Nisse, C., 2010. 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations. *The Science of the Total Environment* 408(5) 1166-1173.
- Lewis, C.W., Zweidinger, R.B., 1992. Apportionment of residential indoor aerosol, voc and aldehyde species to indoor and outdoor sources, and their source strengths. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 26(12) 2179-2184.
- Li, S., Batterman, S., Su, F.-C., Mukherjee, B., 2013. Addressing extrema and censoring in pollutant and exposure data using mixture of normal distributions. *Atmospheric Environment* 77 464-473.
- Lioy, P.J., Fan, Z., Zhang, J., Georgopoulos, P., Wang, S.-W., Ohman-Strickland, P., Wu, X., Zhu, X., Harrington, J., Tang, X., Meng, Q., Jung, K.H., Kwon, J., Hernandez, M., Bonnano, L., Held, J., Neal, J., 2011. Personal and ambient exposures to air toxics in Camden, New Jersey. Research report (Health Effects Institute)(160) 3-51.
- Liu, C., Zhang, Y., Weschler, C.J., 2014. The impact of mass transfer limitations on size distributions of particle associated SVOCs in outdoor and indoor environments. *The Science of the Total Environment* 497-498 401-411.
- Liu, W., Zhang, J., Zhang, L., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Stock, T.H., Colome, S., Korn, L.R., 2006. Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. *Atmospheric Environment* 40(12) 2202-2214.
- Loh, M.M., Houseman, E.A., Gray, G.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Bennett, D.H., 2006. Measured concentrations of VOCs in several non-residential microenvironments in the United States. *Environmental Science & Technology* 40(22) 6903-6911.
- Marć, M., Zabiegała, B., Namieśnik, J., 2012. Testing and sampling devices for monitoring volatile and semi-volatile organic compounds in indoor air. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 32 76-86.
- Massold, E., 2007. Perdeuterated n-alkanes for improved data processing in thermal desorption gas chromatography/mass spectrometry: I. Retention indices for identification. *Journal of Chromatography A* 1154(1-2) 342-352.

- Matysik, S., Ramadan, A.B., Schlink, U., 2010. Spatial and temporal variation of outdoor and indoor exposure of volatile organic compounds in Greater Cairo. *Atmospheric Pollution Research* 1(2) 94-101.
- McClenny, W.A., Jacumin Jr, H.H., Oliver, K.D., Hunter Daughtrey Jr, E., Whitaker, D.A., 2006. Comparison of 24 h averaged VOC monitoring results for residential indoor and outdoor air using Carbopack X-filled diffusive samplers and active sampling - A pilot study. *Journal of Environmental Monitoring* 8(2) 263-269.
- Mishra, N., Bartsch, J., Ayoko, G.A., Salthammer, T., Morawska, L., 2015. Volatile Organic Compounds: Characteristics, distribution and sources in urban schools. *Atmospheric Environment* 106 485-491.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.
- Nebert, D.W., 2005. Inter-individual susceptibility to environmental toxicants--a current assessment. *Toxicology and applied pharmacology* 207(2 Suppl) 34-42.
- Nikasinovic, L., Just, J., Sahraoui, F., Seta, N., Grimfeld, A., Momas, I., 2006. Nasal inflammation and personal exposure to fine particles PM_{2.5} in asthmatic children. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 117(6) 1382-1388.
- O'Connell, G., Colard, S., Cahours, X., Pritchard, J.D., 2015. An Assessment of Indoor Air Quality before, during and after Unrestricted Use of E-Cigarettes in a Small Room. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(5) 4889-4907.
- Ohura, T., Amagai, T., Shen, X., Li, S., Zhang, P., Zhu, L., 2009. Comparative study on indoor air quality in Japan and China: Characteristics of residential indoor and outdoor VOCs. *Atmospheric Environment* 43(40) 6352-6359.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.C., Morais, S., 2016. Assessment of air quality in preschool environments (3–5 years old children) with emphasis on elemental composition of {PM₁₀} and PM_{2.5}. *Environmental Pollution* 214 430-439.
- Pandit, G.G., Srivastava, P.K., Rao, A.M.M., 2001. Monitoring of indoor volatile organic compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons arising from kerosene cooking fuel. *Science of the Total Environment* 279(1–3) 159-165.
- Pang, Y., Gundel, L.A., Larson, T., Finn, D., Liu, L.J.S., Claiborn, C.S., 2002. Development and evaluation of a personal particulate organic and mass sampler. *Environmental Science & Technology* 36(23) 5205-5210.
- Pekey, H., Arslanbaş, D., 2008. The relationship between indoor, outdoor and personal VOC concentrations in homes, offices and schools in the metropolitan region of Kocaeli, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution* 191(1-4) 113-129.
- Pereira, E.A., Carrilho, E., Tavares, M.F.M., 2002. Laser-induced fluorescence and {UV} detection of derivatized aldehydes in air samples using capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography A* 979(1–2) 409-416.
- Perraud, V., Bruns, E.A., Ezell, M.J., Johnson, S.N., Yu, Y., Alexander, M.L., Zelenyuk, A., Imre, D., Chang, W.L., Dabdub, D., Pankow, J.F., Finlayson-Pitts, B.J., 2012. Nonequilibrium atmospheric secondary organic aerosol formation and growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(8) 2836-2841.
- Petry, T., Vitale, D., Joachim, F.J., Smith, B., Cruse, L., Mascarenhas, R., Schneider, S., Singal, M., 2014. Human health risk evaluation of selected VOC, SVOC and particulate emissions from scented candles. *Regulatory toxicology and pharmacology* RTP 69(1) 55-70.

- Ramírez, N., Marcé, R.M., Borrull, F., 2010. Development of a thermal desorption-gas chromatography–mass spectrometry method for determining personal care products in air. *Journal of Chromatography A* 1217(26) 4430-4438.
- Robertson, G.L., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Moschandreas, D., 1999. The National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) study in Arizona—introduction and preliminary results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 427-434.
- Roda, C., Barral, S., Ravelomanantsoa, H., Dusséaux, M., Tribout, M., Le, M., Momas, I., 2011. Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environmental Research* 111(8) 1010-1017.
- Roda, C., Barral, S., Ravelomanantsoa, H., Dusséaux, M., Tribout, M., Moullec, Y.L., Momas, I., 2011. Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environmental Research* 111(8) 1010-1017.
- Rosenbaum, R.K., Meijer, A., Demou, E., Hellweg, S., Jolliet, O., Lam, N.L., Margni, M., McKone, T.E., 2015. Indoor Air Pollutant Exposure for Life Cycle Assessment: Regional Health Impact Factors for Households. *Environmental Science & Technology* 49(21) 12823-12831.
- Rowe, M.D., Perlinger, J.A., 2009. Gas-phase cleanup method for analysis of trace atmospheric semivolatile organic compounds by thermal desorption from diffusion denuders. *Journal of Chromatography A* 1216(32) 5940-5948.
- Saarela, K., Tirkkonen, T., Laine-Ylijoki, J., Jurvelin, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Jantunen, M., 2003. Exposure of population and microenvironmental distributions of volatile organic compound concentrations in the {EXPOLIS} study. *Atmospheric Environment* 37(39–40) 5563-5575.
- Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.
- Sakai, K., Norback, D., Mi, Y., Shibata, E., Kamijima, M., Yamada, T., Takeuchi, Y., 2004. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. *Environmental Research* 94(1) 75-85.
- Sakamoto, H., Uchiyama, S., Kihara, A., Tsutake, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. [Measurement of Chemical Compounds in Indoor and Outdoor Air in Chiba City Using Diffusive Sampling Devices]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 70(3) 249-258.
- Sapkota, A., Williams, D.A., Buckley, T.J., 2005. Tollbooth workers and mobile source-related hazardous air pollutants: how protective is the indoor environment? *Environmental Science & Technology* 39(9) 2936-2943.
- Shin, S.H., Jo, W.K., 2012. Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere* 89(5) 569-578.
- Shinohara, N., Kai, Y., Mizukoshi, A., Fujii, M., Kumagai, K., Okuizumi, Y., Jona, M., Yanagisawa, Y., 2009. On-site passive flux sampler measurement of emission rates of carbonyls and {VOCs} from multiple indoor sources. *Building and Environment* 44(5) 859-863.
- Shusterman, D.J., Murphy, M.A., Balmes, J.R., 1998. Subjects with seasonal allergic rhinitis and nonrhinitic subjects react differentially to nasal provocation with chlorine gas. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 101(6) 732-740.
- Simcox, N.J., Bracker, A., Ginsberg, G., Toal, B., Golembiewski, B., Kurland, T., Hedman, C., 2011. Synthetic turf field investigation in Connecticut. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 74(17) 1133-1149.
- Singh, D., Kumar, A., Kumar, K., Singh, B., Mina, U., Singh, B.B., Jain, V.K., 2016. Statistical modeling of O₃, NO_x, CO, PM_{2.5}, {VOCs} and noise levels in commercial complex and associated health risk assessment in an academic institution. *Science of the Total Environment* 572 586-594.
- Sinha, S.N., Nag, P.K., 2011. Air Pollution from Solid Fuels, In: Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier: Burlington, pp. 46-52.

- Sofuoglu, S.C., Aslan, G., Inal, F., Sofuoglu, A., 2011. An assessment of indoor air concentrations and health risks of volatile organic compounds in three primary schools. *International journal of hygiene and environmental health* 214(1) 36-46.
- Su, F.-C., Jia, C., Batterman, S., 2012. Extreme value analyses of {VOC} exposures and risks: A comparison of {RIOPA} and {NHANES} datasets. *Atmospheric Environment* 62 97-106.
- Su, F.-C., Mukherjee, B., Batterman, S., 2013. Determinants of personal, indoor and outdoor {VOC} concentrations: An analysis of the {RIOPA} data. *Environmental Research* 126 192-203.
- Su, F.-C., Mukherjee, B., Batterman, S., 2014. Modeling and analysis of personal exposures to VOC mixtures using copulas. *Environment International* 63 236-245.
- Sundell, J., 2017. Reflections on the history of indoor air science, focusing on the last 50 years. *Indoor Air* 27(4) 708-724.
- Tanaka-Kagawa, T., Uchiyama, S., Matsushima, E., Sasaki, A., Kobayashi, H., Kobayashi, H., Yagi, M., Tsuno, M., Arao, M., Ikemoto, K., Yamasaki, M., Nakashima, A., Shimizu, Y., Otsubo, Y., Ando, M., Jinno, H., Tokunaga, H., 2005. Survey of volatile organic compounds found in indoor and outdoor air samples from Japan. *Kokuritsu Iyakuhin Shokuhin Eisei Kenkyujo hokoku = Bulletin of National Institute of Health Sciences* (123) 27-31.
- Tang, X., Misztal, P.K., Nazaroff, W.W., Goldstein, A.H., 2016. Volatile Organic Compound Emissions from Humans Indoors. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12686-12694.
- Tang, X., Misztal, P.K., Nazaroff, W.W., Goldstein, A.H., 2016. Volatile Organic Compound Emissions from Humans Indoors. *Environmental Science & Technology* acs.est.6b04415-acsc.est.04416b04415.
- Tumbiolo, S., Gal, J.F., Maria, P.C., Laborde, P., Teton, S., 2006. Rapid sampling of BTEX in air by SPME in the city of Nice and at the Nice-Côte d'Azur airport. *Pollution Atmosphérique*(190) 185-195.
- Tumbiolo, S., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Zerbinati, O., 2004. Determination of benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in air by solid phase micro-extraction/gas chromatography/mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 380(5-6) 824-830.
- Tumbiolo, S., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Zerbinati, O., 2005. SPME sampling of BTEX before GC/MS analysis: examples of outdoor and indoor air quality measurements in public and private sites. *Annali Di Chimica* 95(11-12) 757-766.
- Uchiyama, S., Tomizawa, T., Tokoro, A., Aoki, M., Hishiki, M., Yamada, T., Tanaka, R., Sakamoto, H., Yoshida, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer. *Environmental Research* 137 364-372.
- Van Winkle, M.R., Scheff, P.A., 2001. Volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes. *Indoor Air* 11(1) 49-64.
- Verrielle, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Germain, S., Gaudion, V., Locoge, N., 2016. The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France. *Indoor Air* 26(5) 702-713.
- Verrielle, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Locoge, N., 2014. Do low energy public buildings (LEPB) comply with the recent IAQ regulations in France? What about unregulated VOC? *Indoor Air 2014 - 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, pp. 608-614.
- Wallace, L., 1993. A decade of studies of human exposure: what have we learned? Risk analysis: an official publication of the Society for Risk Analysis 13(2) 135-139.
- Wallace, L.A., 1991. Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals. *Environmental Health Perspectives* 95 7-13.
- Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., D.Hartwell, T., Sparacino, C.M., Sheldon, L.S., Zelon, H., 1985. Personal exposures, indoor-outdoor relationships, and breath levels of toxic air pollutants measured for 355 persons in New Jersey. *Atmospheric Environment* (1967) 19(10) 1651-1661.
- Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Davis, V., Michael, L.C., Whitmore, R.W., 1989. The influence of personal activities on exposure to volatile organic compounds. *Environmental Research* 50(1) 37-55.

Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Sparacino, C., Whitmore, R., Sheldon, L., Zelon, H., Perritt, R., 1987. The {TEAM} Study: Personal exposures to toxic substances in air, drinking water, and breath of 400 residents of New Jersey, North Carolina, and North Dakota. *Environmental Research* 43(2) 290-307.

Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Whitmore, R., Sparacino, C., Zelon, H., 1986. Total exposure assessment methodology (team) study: Personal exposures, indoor-outdoor relationships, and breath levels of volatile organic compounds in New Jersey. *Environment International* 12(1-4) 369-387.

Weisel, C.P., 2011. Exposure Science: Inhalation, In: Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier: Burlington, pp. 666-674.

Weisel, C.P., Alimokhtari, S., Sanders, P.F., 2008. Indoor air VOC concentrations in suburban and rural New Jersey. *Environmental Science & Technology* 42(22) 8231-8238.

Weisel, C.P., Zhang, J., Turpin, B.J., Morandi, M.T., Colome, S., Stock, T.H., Spektor, D.M., Korn, L., Winer, A., Alimokhtari, S., Kwon, J., Mohan, K., Harrington, R., Giovanetti, R., Cui, W., Afshar, M., Maberti, S., Shendell, D., 2005. Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air (RIOPA) study: study design, methods and quality assurance/control results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(2) 123-137.

Weschler, C.J., Shields, H.C., 1989. The effects of ventilation, filtration, and outdoor air on the composition of indoor air at a telephone office building. *Environment International* 15(1-6) 593-604.

Wetzel, T.A., Doucette, W.J., 2015. Plant leaves as indoor air passive samplers for volatile organic compounds (VOCs). *Chemosphere* 122 32-37.

Wolkoff, P., 2010. Ocular discomfort by environmental and personal risk factors altering the precorneal tear film. *Toxicology Letters* 199(3) 203-212.

Zhang, X., Hoang, M., Lei, Y.D., Wania, F., 2015. Exploring the role of the sampler housing in limiting uptake of semivolatile organic compounds in passive air samplers. *Environmental science. Processes & impacts* 17(12) 2006-2012.

8.2 Acides

Alvarez, E.G., Amedro, D., Afif, C., Gligorovski, S., Schoemacker, C., Fittschen, C., Doussin, J.F., Wortham, H., 2013. Unexpectedly high indoor hydroxyl radical concentrations associated with nitrous acid. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(33) 13294-13299.

Arhami, M., Minguillon, M.C., Polidori, A., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2010. Organic compound characterization and source apportionment of indoor and outdoor quasi-ultrafine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin. *Indoor Air* 20(1) 17-30.

Berkowitz, G.S., Obel, J., Deych, E., Lapinski, R., Godbold, J., Liu, Z., Landrigan, P.J., Wolff, M.S., 2003. Exposure to indoor pesticides during pregnancy in a multiethnic, urban cohort. *Environmental Health Perspectives* 111(1) 79-84.

Durme, J.V., Dewulf, J., Sysmans, W., Leys, C., Langenhove, H.V., 2007. Abatement and degradation pathways of toluene in indoor air by positive corona discharge. *Chemosphere* 68(10) 1821-1829.

Glorennec, P., Lucas, J.-P., Mandin, C., Le Bot, B., 2012. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: Contamination data. *Environment International* 45 129-134.

Gomez Alvarez, E., Wortham, H., Strekowski, R., Zetzsch, C., Gligorovski, S., 2012. Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Environmental Science & Technology* 46(4) 1955-1963.

Hasheminassab, S., Daher, N., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2014. Chemical characterization and source apportionment of indoor and outdoor fine particulate matter (PM_{2.5}) in retirement communities of the Los Angeles Basin. *The Science of the Total Environment* 490 528-537.

Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.

- Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.
- Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.
- López-Aparicio, S., Smolík, J., Mašková, L., Součková, M., Grøntoft, T., Ondráčková, L., Stankiewicz, J., 2011. Relationship of indoor and outdoor air pollutants in a naturally ventilated historical building envelope. *Building and Environment* 46(7) 1460-1468.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Rive, S., Hulin, M., Baiz, N., Hassani, Y., Kigninlman, H., Toloba, Y., Caillaud, D., Annesi-Maesano, I., 2013. Urinary S-PMA related to indoor benzene and asthma in children. *Inhalation Toxicology* 25(7) 373-382.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2004. Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. *Indoor Air* 14(5) 325-332.
- Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.
- Sakamoto, H., Uchiyama, S., Kihara, A., Tsutake, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. [Measurement of Chemical Compounds in Indoor and Outdoor Air in Chiba City Using Diffusive Sampling Devices]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 70(3) 249-258.
- Tang, X., Misztal, P.K., Nazaroff, W.W., Goldstein, A.H., 2016. Volatile Organic Compound Emissions from Humans Indoors. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12686-12694.
- Tang, X., Misztal, P.K., Nazaroff, W.W., Goldstein, A.H., 2016. Volatile Organic Compound Emissions from Humans Indoors. *Environmental Science & Technology* acs.est.6b04415-acsc.est.04416b04415.
- Uchiyama, S., Tomizawa, T., Tokoro, A., Aoki, M., Hishiki, M., Yamada, T., Tanaka, R., Sakamoto, H., Yoshida, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer. *Environmental Research* 137 364-372.

8.3 Alcanes, alcènes, oléfines et paraffines

- Barber, J.L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., Jones, K.C., 2007. Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe. *Journal of environmental monitoring : JEM* 9(6) 530-541.
- Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.
- Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.
- Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.
- Weisel, C.P., Alimokhtari, S., Sanders, P.F., 2008. Indoor air VOC concentrations in suburban and rural New Jersey. *Environmental Science & Technology* 42(22) 8231-8238.

8.4 Aldéhydes et cétones

- Andersen, I., Lundqvist, G.R., Mølhave, L., 1975. Indoor air pollution due to chipboard used as a construction material. *Atmospheric Environment* (1967) 9(12) 1121-1127.
- Annesi-Maesano, I., Norback, D., Zielinski, J., Bernard, A., Gratiou, C., Sigsgaard, T., Sestini, P., Viegi, G., Study, G., 2013. Geriatric study in Europe on health effects of air quality in nursing homes (GERIE study) profile: objectives, study protocol and descriptive data. *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 8(1) 71.
- Belpomme, D., Irigaray, P., Hardell, L., Clapp, R., Montagnier, L., Epstein, S., Sasso, A.J., 2007. The multitude and diversity of environmental carcinogens. *Environmental Research* 105(3) 414-429.
- Branco, P.T.B.S., Nunes, R.A.O., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., Sousa, S.I.V., 2015. Children's exposure to indoor air in urban nurseries – Part II: Gaseous pollutants' assessment. *Environmental Research* 142 662-670.
- Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Ribéron, J., Dassonville, C., Hänninen, O., Almeida, S.M., Derbez, M., 2016. Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. *Indoor Air* 26(3) 350-365.
- Cecchi, T., 2014. Identification of representative pollutants in multiple locations of an Italian school using solid phase micro extraction technique. *Building and Environment* 82 655-665.
- Chen, B., Lee, W., Westerhoff, P.K., Krasner, S.W., Herckes, P., 2010. Solar photolysis kinetics of disinfection byproducts. *Water Research* 44(11) 3401-3409.
- Chiappini, L., 2013. Acetaldehyde in indoor environment: Metrology and concentrations. *Pollution Atmospherique*(218).
- Cincinelli, A., Martellini, T., Amore, A., Dei, L., Marrazza, G., Carretti, E., Belosi, F., Ravegnani, F., Leva, P., 2016. Measurement of volatile organic compounds (VOCs) in libraries and archives in Florence (Italy). *Science of the Total Environment* 572 333-339.
- Clarisse, B., Laurent, A.M., Seta, N., Le, M., El, H., Momas, I., 2003. Indoor aldehydes: Measurement of contamination levels and identification of their determinants in Paris dwellings. *Environmental Research* 92(3) 245-253.
- Cleary, E., Asher, M., Olawoyin, R., Zhang, K., 2017. Assessment of indoor air quality exposures and impacts on respiratory outcomes in River Rouge and Dearborn, Michigan. *Chemosphere* ---.
- Delahaye, C., Ponthieux, A., Jaffrezic, M.P., 2009. Identifying relationships between mechanical ventilation characteristics and contaminants within the ductworks in office buildings and hospitals, 9th International Conference and Exhibition - Healthy Buildings 2009, HB 2009.
- Delfino, R.J., 2002. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 573-589.
- Durme, J.V., Dewulf, J., Sysmans, W., Leys, C., Langenhove, H.V., 2007. Abatement and degradation pathways of toluene in indoor air by positive corona discharge. *Chemosphere* 68(10) 1821-1829.
- Feron, V.J., Cassee, F.R., Groten, J.P., 1998. Toxicology of chemical mixtures: international perspective. *Environmental Health Perspectives* 106 Suppl 1281-1289.
- Festy, B., Petit-Coviaux, F., Le Moullec, Y., 1991. [Current data on atmospheric pollutions]. *Annales Pharmaceutiques Françaises* 49(1) 1-17.
- Festy, B., Petit-Coviaux, F., Le, M., 1991. Some present aspects about atmospheric pollutions. *Annales Pharmaceutiques Françaises* 49(1) 1-17.
- Gomez Alvarez, E., Wortham, H., Strekowski, R., Zetzsch, C., Gligorovski, S., 2012. Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Environmental Science & Technology* 46(4) 1955-1963.
- Gonzalez-Flesca, N., Cicoella, A., Bates, M., Bastin, E., 1999. Pilot study of personal, indoor and outdoor exposure to benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution Research* 6(2) 95-102.

- Gordon, S.M., Callahan, P.J., Nishioka, M.G., Brinkman, M.C., O'Rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Moschandreas, D.J., 1999. Residential environmental measurements in the national human exposure assessment survey (NHEXAS) pilot study in Arizona: preliminary results for pesticides and VOCs. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 456-470.
- Han, K., Zhang, J.S., Guo, B., 2014. A novel approach of integrating ventilation and air cleaning for sustainable and healthy office environments. *Energy and Buildings* 76 32-42.
- Highsmith, V.R., Zweidinger, R.B., Merrill, R.G., 1988. Characterization of indoor and outdoor air associated with residences using woodstoves: A pilot study. *Environment International* 14(3) 213-219.
- Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.
- Hun, D.E., Siegel, J.A., Morandi, M.T., Stock, T.H., Corsi, R.L., 2009. Cancer risk disparities between hispanic and non-hispanic white populations: the role of exposure to indoor air pollution. *Environmental Health Perspectives* 117(12) 1925-1931.
- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: an overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy = Biomedecine & Pharmacotherapie* 61(10) 640-658.
- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 61(10) 640-658.
- Johnson, T., Myers, J., Kelly, T., Wisbith, A., Ollison, W., 2004. A pilot study using scripted ventilation conditions to identify key factors affecting indoor pollutant concentration and air exchange rate in a residence. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(1) 1-22.
- Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., Spasojević, V., 2014. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. *Energy* 77 42-48.
- Kalimeri, K.K., Saraga, D.E., Lazaridis, V.D., Legkas, N.A., Missia, D.A., Tolis, E.I., Bartzis, J.G., 2016. Indoor air quality investigation of the school environment and estimated health risks: Two-season measurements in primary schools in Kozani, Greece. *Atmospheric Pollution Research* 7(6) 1128-1142.
- Koenig, J.Q., 1988. Indoor and outdoor pollutants and the upper respiratory tract. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 81(5, Part 2) 1055-1059.
- Krieger, R.I., Dinoff, T.M., Zhang, X., 2003. Octachlorodipropyl ether (s-2) mosquito coils are inadequately studied for residential use in Asia and illegal in the United States. *Environmental Health Perspectives* 111(12) 1439-1442.
- Krüger, U., Kraenzmer, M., Strindehag, O., 1995. Field studies of the indoor air quality by photoacoustic spectroscopy. *Environment International* 21(6) 791-801.
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Ribéron, J., Kirchner, S., Mandin, C., 2016. Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics. *Atmospheric Environment* 128 82-91.
- Lewis, C.W., Zweidinger, R.B., 1992. Apportionment of residential indoor aerosol, voc and aldehyde species to indoor and outdoor sources, and their source strengths. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 26(12) 2179-2184.
- Limasset, J.-C., Diebold, F., Hubert, G., 1993. Exposition des conducteurs de bus urbains aux polluants de la circulation automobile. *Science of the Total Environment* 134(1) 39-49.
- Lino-dos-Santos-Franco, A., Correa-Costa, M., dos Santos Durão, A.C.C., de Oliveira, A.P.L., Breithaupt-Faloppa, A.C., de Almeida Bertoni, J., Oliveira-Filho, R.M., Câmara, N.O.S., Marcourakis, T., Tavares-de-Lima, W., 2011. Formaldehyde induces lung inflammation by an oxidant and antioxidant enzymes mediated mechanism in the lung tissue. *Toxicology Letters* 207(3) 278-285.
- Lioy, P.J., Fan, Z., Zhang, J., Georgopoulos, P., Wang, S.-W., Ohman-Strickland, P., Wu, X., Zhu, X., Harrington, J., Tang, X., Meng, Q., Jung, K.H., Kwon, J., Hernandez, M., Bonnano, L., Held, J., Neal, J., 2011. Personal and ambient exposures to air toxics in Camden, New Jersey. Research report (Health Effects Institute)(160) 3-51.

- Liu, W., Zhang, J., Korn, L.R., Zhang, L., Weisel, C.P., Turpin, B., Morandi, M., Stock, T., Colome, S., 2007. Predicting personal exposure to airborne carbonyls using residential measurements and time/activity data. *Atmospheric Environment* 41(25) 5280-5288.
- Liu, W., Zhang, J., Zhang, L., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Stock, T.H., Colome, S., Korn, L.R., 2006. Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. *Atmospheric Environment* 40(12) 2202-2214.
- Loh, M.M., Houseman, E.A., Gray, G.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Bennett, D.H., 2006. Measured concentrations of VOCs in several non-residential microenvironments in the United States. *Environmental Science & Technology* 40(22) 6903-6911.
- Loh, M.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Houseman, E.A., Bennett, D.H., 2007. Ranking cancer risks of organic hazardous air pollutants in the United States. *Environmental Health Perspectives* 115(8) 1160-1168.
- Meininghaus, R., Gonzalez-Flesca, N., Cicolella, A., Bastin, E., 2001. Indoor and outdoor aldehyde concentrations in a medium-sized French town.
- O'Connell, G., Colard, S., Cahours, X., Pritchard, J.D., 2015. An Assessment of Indoor Air Quality before, during and after Unrestricted Use of E-Cigarettes in a Small Room. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(5) 4889-4907.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.C., Morais, S., 2016. Assessment of air quality in preschool environments (3–5 years old children) with emphasis on elemental composition of {PM10} and PM2.5. *Environmental Pollution* 214 430-439.
- Omori, H., Katoh, T., 2011. *Environmental Lung Cancer Epidemiology*, In: Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier: Burlington, pp. 471-475.
- Pang, X., Mu, Y., 2007. Characteristics of carbonyl compounds in public vehicles of Beijing city: Concentrations, sources, and personal exposures. *Atmospheric Environment* 41(9) 1819-1824.
- Parker, G.B., 1986. Measured air exchange rates and indoor air quality in multifamily residences. *Energy and Buildings* 9(4) 293-303.
- Pereira, E.A., Carrilho, E., Tavares, M.F.M., 2002. Laser-induced fluorescence and {UV} detection of derivatized aldehydes in air samples using capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography A* 979(1–2) 409-416.
- Picquet-Varrault, B., Doussin, J.F., Durand-Jolibois, R., Pirali, O., Carlier, P., 2002. Kinetic and mechanistic study of the atmospheric oxidation by OH radicals of allyl acetate. *Environmental Science & Technology* 36(19) 4081-4086.
- Roda, C., Barral, S., Ravelomanantsoa, H., Dusséaux, M., Tribout, M., Le, M., Momas, I., 2011. Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environmental Research* 111(8) 1010-1017.
- Roda, C., Barral, S., Ravelomanantsoa, H., Dusséaux, M., Tribout, M., Moullec, Y.L., Momas, I., 2011. Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environmental Research* 111(8) 1010-1017.
- Rzepka, M.A., Tran, D.T., Alleman, L.Y., Coquelle, I., Cuny, D., 2010. Biomonitoring of indoor air genotoxic properties in ten schools using *Scindapsus aureus*. *International Journal of Environment and Health* 4(2-3) 224-234.
- Sakai, K., Norback, D., Mi, Y., Shibata, E., Kamijima, M., Yamada, T., Takeuchi, Y., 2004. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. *Environmental Research* 94(1) 75-85.
- Sakamoto, H., Uchiyama, S., Kihara, A., Tsutake, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. [Measurement of Chemical Compounds in Indoor and Outdoor Air in Chiba City Using Diffusive Sampling Devices]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 70(3) 249-258.
- Santos E Silva, S.I., Bowdler, P., Giltrow, D., Riddell, S., Honeychurch, K.C., 2016. A simple and rapid method for the determination of nicotine in third-hand smoke by liquid chromatography and its application for the assessment of contaminated outdoor communal areas. *Drug testing and analysis* 8(7) 676-681.

- Sassine, M., Picquet-Varrault, B., Perraudin, E., Chiappini, L., Doussin, J.F., George, C., 2014. A new device for formaldehyde and total aldehydes real-time monitoring. *Environmental Science and Pollution Research International* 21(2) 1258-1269.
- Shin, S.H., Jo, W.K., 2012. Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere* 89(5) 569-578.
- Shinohara, N., Kai, Y., Mizukoshi, A., Fujii, M., Kumagai, K., Okuizumi, Y., Jona, M., Yanagisawa, Y., 2009. On-site passive flux sampler measurement of emission rates of carbonyls and {VOCs} from multiple indoor sources. *Building and Environment* 44(5) 859-863.
- Sofuoglu, S.C., Aslan, G., Inal, F., Sofuoglu, A., 2011. An assessment of indoor air concentrations and health risks of volatile organic compounds in three primary schools. *International journal of hygiene and environmental health* 214(1) 36-46.
- Sundell, J., 2017. Reflections on the history of indoor air science, focusing on the last 50 years. *Indoor Air* 27(4) 708-724.
- Tancrède, M., Wilson, R., Zeise, L., Crouch, E.A.C., 1987. The carcinogenic risk of some organic vapors indoors: A theoretical survey. *Atmospheric Environment* (1967) 21(10) 2187-2205.
- Uchiyama, S., Tomizawa, T., Tokoro, A., Aoki, M., Hishiki, M., Yamada, T., Tanaka, R., Sakamoto, H., Yoshida, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer. *Environmental Research* 137 364-372.
- Verriele, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Germain, S., Gaudion, V., Locoge, N., 2016. The MERMAID study: indoor and outdoor average pollutant concentrations in 10 low-energy school buildings in France. *Indoor Air* 26(5) 702-713.
- Verriele, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Locoge, N., 2014. Do low energy public buildings (LEPB) comply with the recent IAQ regulations in France? What about unregulated VOC?, *Indoor Air 2014 - 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, pp. 608-614.
- Viala, A., 1994. [Indoor air pollution and health: study of various problems]. *Bulletin De l'Academie Nationale De Medecine* 178(1) 57-66; discussion 67-71.
- Villanueva, F., Colmenar, I., Mabilia, R., Scipioni, C., Cabañas, B., 2013. Field evaluation of the Analyst® passive sampler for the determination of formaldehyde and acetaldehyde in indoor and outdoor ambient air. *Analytical Methods* 5(2) 516-524.
- Weisel, C.P., Zhang, J., Turpin, B.J., Morandi, M.T., Colome, S., Stock, T.H., Spektor, D.M., Korn, L., Winer, A., Alimokhtari, S., Kwon, J., Mohan, K., Harrington, R., Giovanetti, R., Cui, W., Afshar, M., Maberti, S., Shendell, D., 2005. Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air (RIOPA) study: study design, methods and quality assurance/control results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(2) 123-137.
- Zeliger, H.I., 2011. 7 - Air Pollution, In: Zeliger, H.I. (Ed.), *Second Edition*. William Andrew Publishing: Oxford, pp. 53-63.

8.5 Aromatiques et BTEX

- Batterman, S., Metts, T., Kalliokoski, P., Barnett, E., 2002. Low-flow active and passive sampling of VOCs using thermal desorption tubes: theory and application at an offset printing facility. *Journal of environmental monitoring* : JEM 4(3) 361-370.
- Bridbord, K., Brubaker, P.E., Gay, B., French, J.G., 1975. Exposure to halogenated hydrocarbons in the indoor environment. *Environmental Health Perspectives* 11 215-220.
- Cincinelli, A., Martellini, T., Amore, A., Dei, L., Marrazza, G., Carretti, E., Belosi, F., Ravegnani, F., Leva, P., 2016. Measurement of volatile organic compounds (VOCs) in libraries and archives in Florence (Italy). *Science of the Total Environment* 572 333-339.
- Daisey, J.M., Hodgson, A.T., Fisk, W.J., Mendell, M.J., Brinke, J.T., 1994. Volatile organic compounds in twelve California office buildings: Classes, concentrations and sources. *Atmospheric Environment* 28(22) 3557-3562.

- Esplugues, A., Ballester, F., Estarlich, M., Llop, S., Fuentes-Leonarte, V., Mantilla, E., Iñiguez, C., 2010. Indoor and outdoor air concentrations of {BTEX} and determinants in a cohort of one-year old children in Valencia, Spain. *Science of the Total Environment* 409(1) 63-69.
- Gomez Alvarez, E., Wortham, H., Strekowski, R., Zetzsch, C., Gligorovski, S., 2012. Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Environmental Science & Technology* 46(4) 1955-1963.
- Hamidin, N., Yu, J., Phung, D.T., Connell, D., Chu, C., 2013. Volatile aromatic hydrocarbons (VAHs) in residential indoor air in Brisbane, Australia. *Chemosphere* 92(11) 1430-1435.
- Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.
- Hun, D.E., Corsi, R.L., Morandi, M.T., Siegel, J.A., 2011. Automobile proximity and indoor residential concentrations of {BTEX} and {MTBE}. *Building and Environment* 46(1) 45-53.
- Lebret, E., van de Wiel, H.J., Bos, H.P., Noij, D., Boleij, J.S.M., 1986. Volatile organic compounds in dutch homes. *Environment International* 12(1-4) 323-332.
- Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.
- Manabe, S., Wada, O., 1990. Carcinogenic tryptophan pyrolysis products in cigarette smoke condensate and cigarette smoke-polluted indoor air. *Environmental Pollution* 64(2) 121-132.
- Matysik, S., Ramadan, A.B., Schlink, U., 2010. Spatial and temporal variation of outdoor and indoor exposure of volatile organic compounds in Greater Cairo. *Atmospheric Pollution Research* 1(2) 94-101.
- Palmiotto, G., Pieraccini, G., Moneti, G., Dolara, P., 2001. Determination of the levels of aromatic amines in indoor and outdoor air in Italy. *Chemosphere* 43(3) 355-361.
- Rubino, F.M., Florida, L., Tavazzani, M., Fustinoni, S., Giampiccolo, R., Colombi, A., 1998. Height profile of some air quality markers in the urban atmosphere surrounding a 100 m tower building. *Atmospheric Environment* 32(20) 3569-3580.
- Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.
- Shin, S.H., Jo, W.K., 2012. Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere* 89(5) 569-578.
- Tsangari, X., Andrianou, X.D., Agapiou, A., Mochalski, P., Makris, K.C., 2017. Spatial characteristics of urinary {BTEX} concentrations in the general population. *Chemosphere* 173 261-266.
- Tumbiolo, S., Gal, J.F., Maria, P.C., Laborde, P., Teton, S., 2006. Rapid sampling of BTEX in air by SPME in the city of Nice and at the Nice-Côte d'Azur airport. *Pollution Atmospherique*(190) 185-195.
- Tumbiolo, S., Gal, J.-F., Maria, P.-C., Zerbinati, O., 2004. Determination of benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes in air by solid phase micro-extraction/gas chromatography/mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 380(5-6) 824-830.
- Tumbiolo, S., Gal, J.F., Maria, P.C., Zerbinati, O., 2005. SPME sampling of BTEX before GC/MS analysis: Examples of outdoor and indoor air quality measurements in public and private sites. *Annali Di Chimica* 95(11-12) 757-766.
- Verrielle, M., Schoemaeker, C., Hanoune, B., Leclerc, N., Locoge, N., 2014. Do low energy public buildings (LEPB) comply with the recent IAQ regulations in france? What about unregulated VOC?, *Indoor Air* 2014 - 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, pp. 608-614.
- Wallace, L., 2000. Real-time monitoring of particles, PAH, and CO in an occupied townhouse. *Applied occupational and environmental hygiene* 15(1) 39-47.
- Wallace, L.A., 1991. Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals. *Environmental Health Perspectives* 95 7-13.

Wang, S., Mosley, C., Stewart, G., Yu, H., 2008. Photochemical reaction of a dye precursor 4-chloro-1,2-phenylenediamine and its associated mutagenic effects. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 197(1) 34-39.

Weisel, C.P., Alimokhtari, S., Sanders, P.F., 2008. Indoor air VOC concentrations in suburban and rural New Jersey. *Environmental Science & Technology* 42(22) 8231-8238.

Weisel, C.P., Zhang, J., Turpin, B.J., Morandi, M.T., Colome, S., Stock, T.H., Spektor, D.M., Korn, L., Winer, A., Alimokhtari, S., Kwon, J., Mohan, K., Harrington, R., Giovanetti, R., Cui, W., Afshar, M., Maberti, S., Shendell, D., 2005. Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air (RIOPA) study: study design, methods and quality assurance/control results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(2) 123-137.

8.6 Terpènes

Batterman, S., Metts, T., Kalliokoski, P., Barnett, E., 2002. Low-flow active and passive sampling of VOCs using thermal desorption tubes: theory and application at an offset printing facility. *Journal of environmental monitoring : JEM* 4(3) 361-370.

Batterman, S., Su, F.-C., Li, S., Mukherjee, B., Jia, C., 2014. Personal exposure to mixtures of volatile organic compounds: modeling and further analysis of the RIOPA data. Research report (Health Effects Institute)(181) 3-63.

Carslaw, N., 2007. A new detailed chemical model for indoor air pollution. *Atmospheric Environment* 41(6) 1164-1179.

Cecchi, T., 2014. Identification of representative pollutants in multiple locations of an Italian school using solid phase micro extraction technique. *Building and Environment* 82 655-665.

Cincinelli, A., Martellini, T., Amore, A., Dei, L., Marrazza, G., Carretti, E., Belosi, F., Ravegnani, F., Leva, P., 2016. Measurement of volatile organic compounds (VOCs) in libraries and archives in Florence (Italy). *Science of the Total Environment* 572 333-339.

Delfino, R.J., Staimer, N., Tjoa, T., Arhami, M., Polidori, A., Gillen, D.L., Kleinman, M.T., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2010. Association of biomarkers of systemic inflammation with organic components and source tracers in quasi-ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 118(6) 756-762.

Gallego, E., Roca, F.J., Perales, J.F., Guardino, X., 2010. Comparative study of the adsorption performance of a multi-sorbent bed (Carbotrap, Carboxen 569) and a Tenax {TA} adsorbent tube for the analysis of volatile organic compounds (VOCs). *Talanta* 81(3) 916-924.

Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.

Jia, C., Batterman, S., Godwin, C., 2008. {VOCs} in industrial, urban and suburban neighborhoods, Part 1: Indoor and outdoor concentrations, variation, and risk drivers. *Atmospheric Environment* 42(9) 2083-2100.

Kalimeri, K.K., Saraga, D.E., Lazaridis, V.D., Legkas, N.A., Missia, D.A., Tolis, E.I., Bartzis, J.G., 2016. Indoor air quality investigation of the school environment and estimated health risks: Two-season measurements in primary schools in Kozani, Greece. *Atmospheric Pollution Research* 7(6) 1128-1142.

Matysik, S., Ramadan, A.B., Schlink, U., 2010. Spatial and temporal variation of outdoor and indoor exposure of volatile organic compounds in Greater Cairo. *Atmospheric Pollution Research* 1(2) 94-101.

Perraud, V., Bruns, E.A., Ezell, M.J., Johnson, S.N., Yu, Y., Alexander, M.L., Zelenyuk, A., Imre, D., Chang, W.L., Dabdub, D., Pankow, J.F., Finlayson-Pitts, B.J., 2012. Nonequilibrium atmospheric secondary organic aerosol formation and growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(8) 2836-2841.

Sarwar, G., Corsi, R., 2007. The effects of ozone/limonene reactions on indoor secondary organic aerosols. *Atmospheric Environment* 41(5) 959-973.

Sarwar, G., Corsi, R., Allen, D., Weschler, C., 2003. The significance of secondary organic aerosol formation and growth in buildings: experimental and computational evidence. *Atmospheric Environment* 37(9-10) 1365-1381.

- Sarwar, G., Olson, D.A., Corsi, R.L., Weschler, C.J., 2004. Indoor fine particles: the role of terpene emissions from consumer products. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 54(3) 367-377.
- Shin, S.H., Jo, W.K., 2012. Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere* 89(5) 569-578.
- Su, F.-C., Mukherjee, B., Batterman, S., 2013. Determinants of personal, indoor and outdoor {VOC} concentrations: An analysis of the {RIOPA} data. *Environmental Research* 126 192-203.
- Tanaka-Kagawa, T., Uchiyama, S., Matsushima, E., Sasaki, A., Kobayashi, H., Kobayashi, H., Yagi, M., Tsuno, M., Arao, M., Ikemoto, K., Yamasaki, M., Nakashima, A., Shimizu, Y., Otsubo, Y., Ando, M., Jinno, H., Tokunaga, H., 2005. Survey of volatile organic compounds found in indoor and outdoor air samples from Japan. *Kokuritsu Iyakuhin Shokuhin Eisei Kenkyujo hokoku = Bulletin of National Institute of Health Sciences*(123) 27-31.
- Terry, A.C., Carslaw, N., Ashmore, M., Dimitroulopoulou, S., Carslaw, D.C., 2014. Occupant exposure to indoor air pollutants in modern European offices: An integrated modelling approach. *Atmospheric Environment* 82 9-16.
- Wainman, T., Zhang, J., Weschler, C.J., Lioy, P.J., 2000. Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environmental Health Perspectives* 108(12) 1139-1145.

9 Références complémentaires associées aux COSVs

9.1 COSVs

- Abdallah, M.A.-E., Harrad, S., Covaci, A., 2008. Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-A in indoor air and dust in Birmingham, U.K: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 42(18) 6855-6861.
- Adamkiewicz, G., Zota, A.R., Fabian, M.P., Chahine, T., Julien, R., Spengler, J.D., Levy, J.I., 2011. Moving environmental justice indoors: understanding structural influences on residential exposure patterns in low-income communities. *American journal of public health* 101 Suppl S238-245.
- Adetona, O., Li, Z., Sjodin, A., Romanoff, L.C., Aguilar-Villalobos, M., Needham, L.L., Hall, D.B., Cassidy, B.E., Naeher, L.P., 2013. Biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in pregnant women in Trujillo, Peru--comparison of different fuel types used for cooking. *Environment International* 53 1-8.
- Adgate, J.L., Eberly, L.E., Stroebel, C., Pellizzari, E.D., Sexton, K., 2004. Personal, indoor, and outdoor VOC exposures in a probability sample of children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14 Suppl 1 S4-S13.
- Anderson, H.A., Imm, P., Knobeloch, L., Turyk, M., Mathew, J., Buelow, C., Persky, V., 2008. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in serum: findings from a US cohort of consumers of sport-caught fish. *Chemosphere* 73(2) 187-194.
- Ando, M., Tamura, K., 1991. Study of respirable suspended particulates and polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air. *Toxicology and industrial health* 7(5-6) 441-448.
- Ando, M., Tamura, K., Katagiri, K., 1991. Study on suspended particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 63(4) 297-301.
- Ando, M., Tamura, K., Matsumoto, M., 1990. [The suspended particulate matter (SPM) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air along a main road]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 45(5) 1007-1013.
- Andrew Clayton, C., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Quackenboss, J.J., Adgate, J., Sefton, K., 2003. Distributions, associations, and partial aggregate exposure of pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 13(2) 100-111.
- Arhami, M., Minguillon, M.C., Polidori, A., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2010. Organic compound characterization and source apportionment of indoor and outdoor quasi-ultrafine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin. *Indoor Air* 20(1) 17-30.
- Armstrong, J.L., Yost, M.G., Fenske, R.A., 2014. Development of a passive air sampler to measure airborne organophosphorus pesticides and oxygen analogs in an agricultural community. *Chemosphere* 111 135-143.
- Barber, J.L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., Jones, K.C., 2007. Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe. *Journal of environmental monitoring : JEM* 9(6) 530-541.
- Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C., 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environmental Science & Technology* 39(12) 4407-4415.
- Batterman, S., Chen, T.-C., Chernyak, S., Godwin, C., 2009. Design and performance evaluation of a medium flow sampler for airborne brominated flame retardants (BFRs). *Journal of environmental monitoring : JEM* 11(4) 858-866.
- Batterman, S., Chin, J.Y., Jia, C., Godwin, C., Parker, E., Robins, T., Max, P., Lewis, T., 2012. Sources, concentrations, and risks of naphthalene in indoor and outdoor air. *Indoor Air* 22(4) 266-278.

- Batterman, S., Metts, T., Kalliokoski, P., Barnett, E., 2002. Low-flow active and passive sampling of VOCs using thermal desorption tubes: theory and application at an offset printing facility. *Journal of environmental monitoring* : JEM 4(3) 361-370.
- Batterman, S., Su, F.-C., Li, S., Mukherjee, B., Jia, C., 2014. Personal exposure to mixtures of volatile organic compounds: modeling and further analysis of the RIOPA data. Research report (Health Effects Institute)(181) 3-63.
- Berkowitz, G.S., Obel, J., Deych, E., Lapinski, R., Godbold, J., Liu, Z., Landrigan, P.J., Wolff, M.S., 2003. Exposure to indoor pesticides during pregnancy in a multiethnic, urban cohort. *Environmental Health Perspectives* 111(1) 79-84.
- Besis, A., Samara, C., 2012. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor and outdoor environments - A review on occurrence and human exposure. *Environmental Pollution* 169 217-229.
- Björklund, J.A., Thuresson, K., Cousins, A.P., Sellström, U., Emenius, G., De Wit, C.A., 2012. Indoor air is a significant source of tri-decabrominated diphenyl ethers to outdoor air via ventilation systems. *Environmental Science and Technology* 46(11) 5876-5884.
- Błaszczak, E., Rogula-Kozłowska, W., Klejnowski, K., Kubiesa, P., Fulara, I., Mielżyńska-Švach, D., 2017. Indoor air quality in urban and rural kindergartens: short-term studies in Silesia, Poland. *Air Quality, Atmosphere and Health* 1-14.
- Blondin, C., Cholley, B., Haeffner-Cavaillon, N., Goldschmidt, P., 2003. [In vitro effects of antiallergic eyedrops on complement activation induced by particulate matter]. *Journal Francais D'ophtalmologie* 26(4) 328-336.
- Boyles, A.L., Blain, R.B., Rochester, J.R., Avanas, R., Goldhaber, S.B., McComb, S., Holmgren, S.D., Masten, S.A., Thayer, K.A., 2017. Systematic review of community health impacts of mountaintop removal mining. *Environment International* 107 163-172.
- Bradman, A., Whitaker, D., Quiros, L., Castorina, R., Claus Henn, B., Nishioka, M., Morgan, J., Barr, D.B., Harnly, M., Brisbin, J.A., Sheldon, L.S., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2007. Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 17(4) 331-349.
- Brody, J.G., Morello-Frosch, R., Zota, A., Brown, P., Perez, C., Rudel, R.A., 2009. Linking exposure assessment science with policy objectives for environmental justice and breast cancer advocacy: the northern California household exposure study. *American journal of public health* 99 Suppl 3 S600-609.
- Buck, R.J., Ozkaynak, H., Xue, J., Zartarian, V.G., Hammerstrom, K., 2001. Modeled estimates of chlorpyrifos exposure and dose for the Minnesota and Arizona NHEXAS populations. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(3) 253-268.
- Butler Ellis, M.C., Webb, D.A., Western, N.M., 2004. The effect of different spray liquids on the foliar retention of agricultural sprays by wheat plants in a canopy. *Pest management science* 60(8) 786-794.
- Butt, C.M., Diamond, M.L., Truong, J., Ikononou, M.G., ter Schure, A.F.H., 2004. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in southern Ontario as measured in indoor and outdoor window organic films. *Environmental Science & Technology* 38(3) 724-731.
- Cahill, T.M., Groskova, D., Charles, M.J., Sanborn, J.R., Denison, M.S., Baker, L., 2007. Atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers at near-source sites. *Environmental Science & Technology* 41(18) 6370-6377.
- Chen, C., Campbell, K.D., Negi, I., Iglesias, R.A., Owens, P., Tao, N., Tsow, F., Forzani, E., 2012. A New Sensor for the Assessment of Personal Exposure to Volatile Organic Compounds. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 54 679-687.
- Chen, D., Hale, R.C., La Guardia, M.J., Luellen, D., Kim, S., Geisz, H.N., 2015. Hexabromocyclododecane flame retardant in Antarctica: Research stations as sources. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 206 611-618.
- Chen, Y., Li, X., Zhu, T., Han, Y., Lv, D., 2017. PM2.5-bound PAHs in three indoor and one outdoor air in Beijing: Concentration, source and health risk assessment. *The Science of the Total Environment* 586 255-264.

- Chin, J.Y., Godwin, C., Jia, C., Robins, T., Lewis, T., Parker, E., Max, P., Batterman, S., 2013. Concentrations and risks of p-dichlorobenzene in indoor and outdoor air. *Indoor Air* 23(1) 40-49.
- Choi, H., Perera, F., Pac, A., Wang, L., Flak, E., Mroz, E., Jacek, R., Chai-Onn, T., Jedrychowski, W., Masters, E., Camann, D., Spengler, J., 2008. Estimating individual-level exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons throughout the gestational period based on personal, indoor, and outdoor monitoring. *Environmental Health Perspectives* 116(11) 1509-1518.
- Choi, H., Spengler, J., 2014. Source attribution of personal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbon mixture using concurrent personal, indoor, and outdoor measurements. *Environment International* 63 173-181.
- Chuang, J.C., Callahan, P.J., Lyu, C.W., Wilson, N.K., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(2) 85-98.
- Davis, C.S., Otson, R., Estimation of emissions of volatile organic compounds (VOCs) from Canadian residences, pp. 55-65.
- Decker, P., Cohen, B., Butala, J.H., Gordon, T., 2002. Exposure to wood dust and heavy metals in workers using CCA pressure-treated wood. *AIHA journal : a journal for the science of occupational and environmental health and safety* 63(2) 166-171.
- Delfino, R.J., 2002. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 573-589.
- Delfino, R.J., Staimer, N., Tjoa, T., Arhami, M., Polidori, A., Gillen, D.L., Kleinman, M.T., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2010. Association of biomarkers of systemic inflammation with organic components and source tracers in quasi-ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 118(6) 756-762.
- Delgado-Saborit, J.M., Stark, C., Harrison, R.M., 2011. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environment International* 37(2) 383-392.
- DellaValle, C.T., Wheeler, D.C., Deziel, N.C., De Roos, A.J., Cerhan, J.R., Cozen, W., Severson, R.K., Flory, A.R., Locke, S.J., Colt, J.S., Hartge, P., Ward, M.H., 2013. Environmental determinants of polychlorinated biphenyl concentrations in residential carpet dust. *Environmental Science & Technology* 47(18) 10405-10414.
- Deziel, N.C., Nuckols, J.R., Colt, J.S., De Roos, A.J., Pronk, A., Gourley, C., Severson, R.K., Cozen, W., Cerhan, J.R., Hartge, P., Ward, M.H., 2012. Determinants of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in house dust samples from four areas of the United States. *The Science of the Total Environment* 433 516-522.
- Dubowsky, S.D., Wallace, L.A., Buckley, T.J., 1999. The contribution of traffic to indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(4) 312-321.
- Feron, V.J., Cassee, F.R., Groten, J.P., 1998. Toxicology of chemical mixtures: international perspective. *Environmental Health Perspectives* 106 Suppl 1281-1289.
- Festy, B., Petit-Coviaux, F., Le Moullec, Y., 1991. [Current data on atmospheric pollutions]. *Annales Pharmaceutiques Françaises* 49(1) 1-17.
- Festy, B., Petit-Coviaux, F., Le Moullec, Y., 1991. Some present aspects about atmospheric pollutions [QUELQUES DONNEES ACTUELLES CONCERNANT LES POLLUTIONS ATMOSPHERIQUES]. *Annales Pharmaceutiques Françaises* 49(1) 1-17.
- Freire, C., Abril, A., Fernandez, M.F., Ramos, R., Estarlich, M., Manrique, A., Aguirre, A., Ibarluzea, J., Olea, N., 2009. Urinary 1-hydroxypyrene and PAH exposure in 4-year-old Spanish children. *The Science of the Total Environment* 407(5) 1562-1569.
- Fujita, E.M., Campbell, D.E., Arnott, W.P., Johnson, T., Ollison, W., 2014. Concentrations of mobile source air pollutants in urban microenvironments. *Journal of the Air and Waste Management Association* 64(7) 743-758.
- Funasaka, K., Miyazaki, T., Tsuruho, K., Tamura, K., Mizuno, T., Kuroda, K., 2000. Relationship between indoor and outdoor carbonaceous particulates in roadside households. *Environmental Pollution* 110(1) 127-134.

- Gallagher, J., Hudgens, E., Williams, A., Inmon, J., Rhoney, S., Andrews, G., Reif, D., Heidenfelder, B., Neas, L., Williams, R., Johnson, M., Ozkaynak, H., Edwards, S., Hubal, E.C., 2011. Mechanistic indicators of childhood asthma (MICA) study: piloting an integrative design for evaluating environmental health. *BMC Public Health* 11 344-344.
- Gariazzo, C., Lamberti, M., Hänninen, O., Silibello, C., Pelliccioni, A., Porta, D., Cecinato, A., Gherardi, M., Forastiere, F., 2015. Assessment of population exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) using integrated models and evaluation of uncertainties. *Atmospheric Environment* 101 235-245.
- Garza, K.M., Soto, K.F., Murr, L.E., 2008. Cytotoxicity and reactive oxygen species generation from aggregated carbon and carbonaceous nanoparticulate materials. *International journal of nanomedicine* 3(1) 83-94.
- Gaspar, F.W., Castorina, R., Maddalena, R.L., Nishioka, M.G., McKone, T.E., Bradman, A., 2014. Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities. *Environmental Science & Technology* 48(13) 7593-7601.
- Gatto, M.P., Gariazzo, C., Gordiani, A., L'Episcopo, N., Gherardi, M., 2014. Children and elders exposure assessment to particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the city of Rome, Italy. *Environmental Science and Pollution Research International* 21(23) 13152-13159.
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Crozier, P.W., Diamond, M.L., Helm, P.A., Marvin, C.H., Reiner, E.J., 2009. Perfluoroalkyl contaminants in window film: indoor/outdoor, urban/rural, and winter/summer contamination and assessment of carpet as a possible source. *Environmental Science & Technology* 43(19) 7317-7323.
- Gibbs, J.L., Yost, M.G., Negrete, M., Fenske, R.A., 2017. Passive Sampling for Indoor and Outdoor Exposures to Chlorpyrifos, Azinphos-Methyl, and Oxygen Analogs in a Rural Agricultural Community. *Environmental Health Perspectives* 125(3) 333-341.
- Gillett, R.W., Galbally, I.E., Keywood, M.D., Powell, J.C., Stevenson, G., Yates, A., Borgen, A.R., 2017. Atmospheric short-chain-chlorinated paraffins in Melbourne, Australia - First extensive Southern Hemisphere observations. *Environmental Chemistry* 14(2) 106-114.
- Ginsberg, G., Toal, B., Simcox, N., Bracker, A., Golembiewski, B., Kurland, T., Hedman, C., 2011. Human health risk assessment of synthetic turf fields based upon investigation of five fields in Connecticut. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 74(17) 1150-1174.
- Goldin, L.J., Ansher, L., Berlin, A., Cheng, J., Kanopkin, D., Khazan, A., Kisivuli, M., Lortie, M., Peterson, E.B., Pohl, L., Porter, S., Zeng, V., Skogstrom, T., Fragala, M.A., Myatt, T.A., Stewart, J.H., Allen, J.G., 2014. Indoor air quality survey of nail salons in Boston. *Journal of Immigrant and Minority Health* 16(3) 508-514.
- Golly, B., Brulfert, G., Berlioux, G., Jaffrezo, J.L., Besombes, J.L., 2015. Large chemical characterisation of PM10 emitted from graphite material production: Application in source apportionment. *The Science of the Total Environment* 538 634-643.
- Gomez Alvarez, E., Wortham, H., Strekowski, R., Zetzsch, C., Gligorovski, S., 2012. Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Environmental Science & Technology* 46(4) 1955-1963.
- Goralczyk, K., Strucinski, P., Hernik, A., Czaja, K., Korcz, W., Minorczyk, M., Ludwicki, J.K., 2012. [Indoor dust as a pathway of human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)]. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny* 63(1) 1-8.
- Gordon, S.M., Callahan, P.J., Nishioka, M.G., Brinkman, M.C., O'Rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Moschandreas, D.J., 1999. Residential environmental measurements in the national human exposure assessment survey (NHEXAS) pilot study in Arizona: preliminary results for pesticides and VOCs. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 456-470.
- Gurung, A., Bell, M.L., 2013. The state of scientific evidence on air pollution and human health in Nepal. *Environmental Research* 124 54-64.
- Harrad, S., 2015. A meta-analysis of recent data on UK environmental levels of POP-BFRs in an international context: Temporal trends and an environmental budget. *Emerging Contaminants* 1(1) 39-53.

- Harrad, S., Abdallah, M.A.-E., 2008. Calibration of two passive air sampler configurations for monitoring concentrations of hexabromocyclododecanes in indoor air. *Journal of environmental monitoring* : JEM 10(4) 527-531.
- Harrad, S., de Wit, C.A., Abdallah, M.A.-E., Bergh, C., Bjorklund, J.A., Covaci, A., Darnerud, P.O., de Boer, J., Diamond, M., Huber, S., Leonards, P., Mandalakis, M., Ostman, C., Haug, L.S., Thomsen, C., Webster, T.F., 2010. Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? *Environmental Science & Technology* 44(9) 3221-3231.
- Harrad, S., Hazrati, S., Ibarra, C., 2006. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4633-4638.
- Harrad, S., Hunter, S., 2006. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in air and soil on a rural-urban transect across a major UK conurbation. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4548-4553.
- Harrad, S., Ren, J., Hazrati, S., Robson, M., 2006. Chiral signatures of PCBs 95 and 149 in indoor air, grass, duplicate diets and human faeces. *Chemosphere* 63(8) 1368-1376.
- Harrad, S., Wijesekera, R., Hunter, S., Halliwell, C., Baker, R., 2004. Preliminary assessment of U.K. human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38(8) 2345-2350.
- Harrison, R.M., Delgado-Saborit, J.M., Baker, S.J., Aquilina, N., Meddings, C., Harrad, S., Matthews, I., Vardoulakis, S., Anderson, H.R., 2009. Measurement and modeling of exposure to selected air toxics for health effects studies and verification by biomarkers. *Research report (Health Effects Institute)*(143) 3-100.
- Hasheminassab, S., Daher, N., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2014. Chemical characterization and source apportionment of indoor and outdoor fine particulate matter (PM_{2.5}) in retirement communities of the Los Angeles Basin. *The Science of the Total Environment* 490 528-537.
- Hawthorne, A.R., Gammage, R.B., Dudney, C.S., 1986. An indoor air quality study of 40 east Tennessee homes. *Environment International* 12(1-4) 221-239.
- Hazrati, S., Harrad, S., 2006. Causes of variability in concentrations of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in indoor air. *Environmental Science and Technology* 40(24) 7584-7589.
- Hazrati, S., Harrad, S., 2007. Calibration of polyurethane foam (PUF) disk passive air samplers for quantitative measurement of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): factors influencing sampling rates. *Chemosphere* 67(3) 448-455.
- Hodgson, A.T., Destailats, H., Sullivan, D.P., Fisk, W.J., 2007. Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air* 17(4) 305-316.
- Hodgson, A.T., Faulkner, D., Sullivan, D.P., DiBartolomeo, D.L., Russell, M.L., Fisk, W.J., 2003. Effect of outside air ventilation rate on volatile organic compound concentrations in a call center. *Atmospheric Environment* 37(39-40) 5517-5527.
- Hun, D.E., Siegel, J.A., Morandi, M.T., Stock, T.H., Corsi, R.L., 2009. Cancer risk disparities between hispanic and non-hispanic white populations: the role of exposure to indoor air pollution. *Environmental Health Perspectives* 117(12) 1925-1931.
- Hundal, L.S., Kumar, K., Basta, N., Cox, A.E., 2011. Evaluating exposure risk to trace organic chemicals in biosolids. *BioCycle* 52(8) 31-36.
- Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.
- Ilacqua, V., Hanninen, O., Kuenzli, N., Jantunen, M.F., 2007. Intake fraction distributions for indoor VOC sources in five European cities. *Indoor Air* 17(5) 372-383.
- Jamshidi, A., Hunter, S., Hazrati, S., Harrad, S., 2007. Concentrations and chiral signatures of polychlorinated biphenyls in outdoor and indoor air and soil in a major U.K. conurbation. *Environmental Science and Technology* 41(7) 2153-2158.

- Jedrychowski, W., Maugeri, U., Bianchi, I., 1997. Environmental pollution in central and eastern European countries: a basis for cancer epidemiology. *Reviews on environmental health* 12(1) 1-23.
- Jedrychowski, W.A., Perera, F.P., Maugeri, U., Majewska, R., Mroz, E., Flak, E., Camann, D., Sowa, A., Jacek, R., 2015. Long term effects of prenatal and postnatal airborne PAH exposures on ventilatory lung function of non-asthmatic preadolescent children. Prospective birth cohort study in Krakow. *The Science of the Total Environment* 502 502-509.
- Jia, C., Batterman, S., 2010. A critical review of naphthalene sources and exposures relevant to indoor and outdoor air. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(7) 2903-2939.
- Jiang, W., Conkle, J.L., Luo, Y., Li, J., Xu, K., Gan, J., 2016. Occurrence, Distribution, and Accumulation of Pesticides in Exterior Residential Areas. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12592-12601.
- Johnson, M., Hudgens, E., Williams, R., Andrews, G., Neas, L., Gallagher, J., Ozkaynak, H., 2009. A participant-based approach to indoor/outdoor air monitoring in community health studies. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 19(5) 492-501.
- Johnson, M.M., Williams, R., Fan, Z., Lin, L., Hudgens, E., Gallagher, J., Vette, A., Neas, L., Özkaynak, H., 2010. Participant-based monitoring of indoor and outdoor nitrogen dioxide, volatile organic compounds, and polycyclic aromatic hydrocarbons among MICA-Air households. *Atmospheric Environment* 44(38) 4927-4936.
- Johnson, T., Myers, J., Kelly, T., Wisbith, A., Ollison, W., 2004. A pilot study using scripted ventilation conditions to identify key factors affecting indoor pollutant concentration and air exchange rate in a residence. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(1) 1-22.
- Jones-Otazo, H.A., Clarke, J.P., Diamond, M.L., Archbold, J.A., Ferguson, G., Harner, T., Richardson, G.M., Ryan, J.J., Wilford, B., 2005. Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environmental Science & Technology* 39(14) 5121-5130.
- Jung, K.H., Bernabe, K., Moors, K., Yan, B., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Camann, D., Kinney, P.L., Perera, F.P., Miller, R.L., 2011. Effects of Floor Level and Building Type on Residential Levels of Outdoor and Indoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Particulate Matter in New York City. *Atmosphere* 2(2) 96-109.
- Jung, K.H., Liu, B., Lovinsky-Desir, S., Yan, B., Camann, D., Sjodin, A., Li, Z., Perera, F., Kinney, P., Chillrud, S., Miller, R.L., 2014. Time trends of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in New York City from 2001 to 2012: assessed by repeat air and urine samples. *Environmental Research* 131 95-103.
- Jung, K.H., Patel, M.M., Moors, K., Kinney, P.L., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Hoepner, L., Garfinkel, R., Yan, B., Ross, J., Camann, D., Perera, F.P., Miller, R.L., 2010. Effects of Heating Season on Residential Indoor and Outdoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Particulate Matter in an Urban Birth Cohort. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 44(36) 4545-4552.
- Jung, K.H., Yan, B., Chillrud, S.N., Perera, F.P., Whyatt, R., Camann, D., Kinney, P.L., Miller, R.L., 2010. Assessment of benzo(a)pyrene-equivalent carcinogenicity and mutagenicity of residential indoor versus outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons exposing young children in New York City. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(5) 1889-1900.
- Kavvalakis, M.P., Tsatsakis, A.M., 2012. The atlas of dialkylphosphates; assessment of cumulative human organophosphorus pesticides' exposure. *Forensic science international* 218(1-3) 111-122.
- Kawahara, J., Horikoshi, R., Yamaguchi, T., Kumagai, K., Yanagisawa, Y., 2005. Air pollution and young children's inhalation exposure to organophosphorus pesticide in an agricultural community in Japan. *Environment International* 31(8) 1123-1132.
- Kennedy, K., Macova, M., Leusch, F., Bartkow, M.E., Hawker, D.W., Zhao, B., Denison, M.S., Mueller, J.F., 2009. Assessing indoor air exposures using passive sampling with bioanalytical methods for estrogenicity and aryl hydrocarbon receptor activity. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 394(5) 1413-1421.
- Kerger, B.D., Suder, D.R., Schmidt, C.E., Paustenbach, D.J., 2005. Airborne exposure to trihalomethanes from tap water in homes with refrigeration-type and evaporative cooling systems. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 68(6) 401-429.

- Klepeis, N.E., Ott, W.R., Switzer, P., 2007. Real-time measurement of outdoor tobacco smoke particles. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 57(5) 522-534.
- Kliucininkas, L., Krugly, E., Stasiulaitiene, I., Radziuniene, I., Prasauskas, T., Jonusas, A., Kauneliene, V., Martuzevicius, D., 2014. Indoor-outdoor levels of size segregated particulate matter and mono/polycyclic aromatic hydrocarbons among urban areas using solid fuels for heating. *Atmospheric Environment* 97 83-93.
- Kliucininkas, L., Martuzevicius, D., Krugly, E., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Molnar, P., Strandberg, B., 2011. Indoor and outdoor concentrations of fine particles, particle-bound PAHs and volatile organic compounds in Kaunas, Lithuania. *Journal of environmental monitoring : JEM* 13(1) 182-191.
- Koh, W.X., Hornbuckle, K.C., Thorne, P.S., 2015. Human Serum from Urban and Rural Adolescents and Their Mothers Shows Exposure to Polychlorinated Biphenyls Not Found in Commercial Mixtures. *Environmental Science & Technology* 49(13) 8105-8112.
- Krieger, R.I., Dinoff, T.M., Zhang, X., 2003. Octachlorodipropyl ether (s-2) mosquito coils are inadequately studied for residential use in Asia and illegal in the United States. *Environmental Health Perspectives* 111(12) 1439-1442.
- Landrigan, P.J., Lioy, P.J., Thurston, G., Berkowitz, G., Chen, L.C., Chillrud, S.N., Gavett, S.H., Georgopoulos, P.G., Geyh, A.S., Levin, S., Perera, F., Rappaport, S.M., Small, C., 2004. Health and environmental consequences of the world trade center disaster. *Environmental Health Perspectives* 112(6) 731-739.
- Law, R.J., Herzke, D., Harrad, S., Morris, S., Bersuder, P., Allchin, C.R., 2008. Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere* 73(2) 223-241.
- Leroyer, A., Jeandel, F., Maitre, A., Howsam, M., Deplanque, D., Mazzuca, M., Nisse, C., 2010. 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations. *The Science of the Total Environment* 408(5) 1166-1173.
- Levy, J.I., Dumyahn, T., Spengler, J.D., 2002. Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 12(2) 104-114.
- Lewis, R.G., Bond, A.E., Johnson, D.E., Hsu, J.P., 1988. Measurement of atmospheric concentrations of common household pesticides: A pilot study. *Environmental Monitoring and Assessment* 10(1) 59-73.
- Lewis, R.G., Fortune, C.R., Blanchard, F.T., Camann, D.E., 2001. Movement and deposition of two organophosphorus pesticides within a residence after interior and exterior applications. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 51(3) 339-351.
- Lewtas, J., 2007. Air pollution combustion emissions: characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. *Mutation Research* 636(1-3) 95-133.
- Li, A., Schoonover, T.M., Zou, Q., Norlock, F., Conroy, L.M., Scheff, P.A., Wadden, R.A., 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in residential air of ten Chicago area homes: Concentrations and influencing factors. *Atmospheric Environment* 39(19) 3491-3501.
- Lioy, P.J., 2006. Employing dynamical and chemical processes for contaminant mixtures outdoors to the indoor environment: the implications for total human exposure analysis and prevention. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 16(3) 207-224.
- Lioy, P.J., Fan, Z., Zhang, J., Georgopoulos, P., Wang, S.-W., Ohman-Strickland, P., Wu, X., Zhu, X., Harrington, J., Tang, X., Meng, Q., Jung, K.H., Kwon, J., Hernandez, M., Bonnano, L., Held, J., Neal, J., 2011. Personal and ambient exposures to air toxics in Camden, New Jersey. Research report (Health Effects Institute)(160) 3-51.
- Lioy, P.J., Greenberg, A., 1990. Factors associated with human exposures to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicology and industrial health* 6(2) 209-223.
- Liu, C., Zhang, Y., Weschler, C.J., 2014. The impact of mass transfer limitations on size distributions of particle associated SVOCs in outdoor and indoor environments. *The Science of the Total Environment* 497-498 401-411.
- Liu, C., Zhang, Y., Weschler, C.J., 2017. Exposure to SVOCs from Inhaled Particles: Impact of Desorption. *Environmental Science & Technology* 51(11) 6220-6228.

- Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.
- Liu, W., Takahashi, S., Sakuramachi, Y., Harada, K.H., Koizumi, A., 2013. Polyfluorinated telomers in indoor air of Japanese houses. *Chemosphere* 90(5) 1672-1677.
- Llop, S., Ballester, F., Estarlich, M., Ibarluzea, J., Manrique, A., Rebagliato, M., Esplugues, A., Iniguez, C., 2008. Urinary 1-hydroxypyrene, air pollution exposure and associated life style factors in pregnant women. *The Science of the Total Environment* 407(1) 97-104.
- Loh, M., Bennett, D.H., Impact on exposure of pollutants released in the indoor environment, pp. 305-308.
- Loh, M.M., Houseman, E.A., Gray, G.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Bennett, D.H., 2006. Measured concentrations of VOCs in several non-residential microenvironments in the United States. *Environmental Science & Technology* 40(22) 6903-6911.
- Loh, M.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Houseman, E.A., Bennett, D.H., 2007. Ranking cancer risks of organic hazardous air pollutants in the United States. *Environmental Health Perspectives* 115(8) 1160-1168.
- Ma, Y., Harrad, S., 2015. Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet: A review. *Environment International* 84 7-16.
- MacIntosh, D.L., Minegishi, T., Fragala, M.A., Allen, J.G., Coghlan, K.M., Stewart, J.H., McCarthy, J.F., 2012. Mitigation of building-related polychlorinated biphenyls in indoor air of a school. *Environmental health : a global access science source* 11 24-24.
- Maddox, C., Wang, B., Kirby, P.A., Wang, K., Ludewig, G., 2008. Mutagenicity of 3-methylcholanthrene, pcb3, and 4-oh-pcb3 in the lung of transgenic bigblue rats. *Environmental toxicology and pharmacology* 25(2) 260-266.
- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Wilson, J.T., Musgrove, M., Zaugg, S.D., Burkhardt, M.R., 2009. Fipronil and its degradates in indoor and outdoor dust. *Environmental Science & Technology* 43(15) 5665-5670.
- Majestic, B.J., Turner, J.A., Marcotte, A.R., 2012. Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA. *The Science of the Total Environment* 435-436 253-261.
- Marek, R.F., Thorne, P.S., Herkert, N.J., Awad, A.M., Hornbuckle, K.C., 2017. Airborne PCBs and OH-PCBs Inside and Outside Urban and Rural U.S. Schools. *Environmental Science & Technology* 51(14) 7853-7860.
- Matanoski, G., Fishbein, L., Redmond, C., Rosenkranz, H., Wallace, L., 1986. Contribution of organic particulates to respiratory cancer. *Environmental Health Perspectives* 70 37-49.
- Matoba, Y., Takimoto, Y., Kato, T., 1998. Indoor behavior and risk assessment following space spraying of d-tetramethrin and d-resmethrin. *American Industrial Hygiene Association journal* 59(3) 181-190.
- Menichini, E., Iacovella, N., Monfredini, F., Turrio-Baldassarri, L., 2007. Relationships between indoor and outdoor air pollution by carcinogenic PAHs and PCBs. *Atmospheric Environment* 41(40) 9518-9529.
- Miyaniishi, K., Kinouchi, T., Kataoka, K., Kanoh, T., Ohnishi, Y., 1996. In vivo formation of mutagens by intraperitoneal administration of polycyclic aromatic hydrocarbons in animals during exposure to nitrogen dioxide. *Carcinogenesis* 17(7) 1483-1490.
- Mohammed, M.O.A., Song, W.W., Ma, Y.L., Liu, L.Y., Ma, W.L., Li, W.L., Li, Y.F., Wang, F.Y., Qi, M.Y., Lv, N., Wang, D.Z., Khan, A.U., 2016. Distribution patterns, infiltration and health risk assessment of PM2.5-bound PAHs in indoor and outdoor air in cold zone. *Chemosphere* 155 70-85.
- Morgan, M.K., Sheldon, L.S., Croghan, C.W., Jones, P.A., Chuang, J.C., Wilson, N.K., 2007. An observational study of 127 preschool children at their homes and daycare centers in Ohio: environmental pathways to cis- and trans-permethrin exposure. *Environmental Research* 104(2) 266-274.
- Morgan, M.K., Sheldon, L.S., Croghan, C.W., Jones, P.A., Robertson, G.L., Chuang, J.C., Wilson, N.K., Lyu, C.W., 2005. Exposures of preschool children to chlorpyrifos and its degradation product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in their everyday environments. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(4) 297-309.
- Morgan, M.K., Sheldon, L.S., Thomas, K.W., Egeghy, P.P., Croghan, C.W., Jones, P.A., Chuang, J.C., Wilson, N.K., 2008. Adult and children's exposure to 2,4-D from multiple sources and pathways. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 18(5) 486-494.

- Mortamais, M., Pujol, J., van Drooge, B.L., Macia, D., Martinez-Vilavella, G., Reynes, C., Sabatier, R., Rivas, I., Grimalt, J., Forns, J., Alvarez-Pedrerol, M., Querol, X., Sunyer, J., 2017. Effect of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons on basal ganglia and attention-deficit hyperactivity disorder symptoms in primary school children. *Environment International* 105 12-19.
- Moshhammer, H., Bartonova, A., Hanke, W., Van Den Hazel, P., Koppe, J.G., Krämer, U., Ronchetti, R., Sram, R.J., Wallis, M., Wallner, P., Zuurbier, M., 2006. Air pollution: A threat to the health of our children. *Acta Paediatrica, International Journal of Paediatrics* 95(SUPPL. 453) 93-105.
- Mukerjee, S., Ellenson, W.D., Lewis, R.G., Stevens, R.K., Somerville, M.C., Shadwick, D.S., Willis, R.D., 1997. An environmental scoping study in the Lower Rio Grande Valley of Texas - III. Residential microenvironmental monitoring for air, house dust, and soil. *Environment International* 23(5) 657-673.
- Murr, L.E., 2008. Microstructures and nanostructures for environmental carbon nanotubes and nanoparticulate soots. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 5(5) 321-336.
- Naumova, Y.Y., Eisenreich, S.J., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Colome, S.D., Totten, L.A., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Shendell, D., Jones, J., Maberti, S., Wall, S.J., 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the indoor and outdoor air of three cities in the U.S. *Environmental Science & Technology* 36(12) 2552-2559.
- Naumova, Y.Y., Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Meng, Q., Polidori, A., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Colome, S.D., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Maberti, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., 2003. Gas/particle distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in coupled outdoor/indoor atmospheres. *Atmospheric Environment* 37(5) 703-719.
- Nebert, D.W., 2005. Inter-individual susceptibility to environmental toxicants--a current assessment. *Toxicology and applied pharmacology* 207(2 Suppl) 34-42.
- Newton, S., Sellström, U., De Wit, C.A., 2015. Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environmental Science and Technology* 49(5) 2912-2920.
- O'Connell, G., Colard, S., Cahours, X., Pritchard, J.D., 2015. An Assessment of Indoor Air Quality before, during and after Unrestricted Use of E-Cigarettes in a Small Room. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(5) 4889-4907.
- Oeder, S., Jörres, R.A., Weichenmeier, I., Pusch, G., Schober, W., Pfab, F., Behrendt, H., Schierl, R., Kronseder, A., Nowak, D., Dietrich, S., Fernández-Caldas, E., Lintelmann, J., Zimmermann, R., Lang, R., Mages, J., Fromme, H., Buters, J.T.M., 2012. Airborne Indoor Particles from Schools Are More Toxic than Outdoor Particles. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology* 47(5) 575-582.
- Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Gigliotti, C.L., Chen, L.C., Xiong, J.Q., Quan, C., Lou, X., Zhong, M., Gorczynski, J., Yiin, L.-M., Illacqua, V., Liroy, P.J., 2004. Persistent organic pollutants in dusts that settled indoors in lower Manhattan after September 11, 2001. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(2) 164-172.
- Offenberg, J.H., Naumova, Y.Y., Turpin, B.J., Eisenreich, S.J., Morandi, M.T., Stock, T., Colome, S.D., Winer, A.M., Spektor, D.M., Zhang, J., Weisel, C.P., 2004. Chlordanes in the indoor and outdoor air of three U.S. cities. *Environmental Science & Technology* 38(10) 2760-2768.
- Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M., Matsushita, H., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor environments and factors affecting their concentrations. *Environmental Science & Technology* 38(1) 77-83.
- Ohura, T., Noda, T., Amagai, T., Fusaya, M., 2005. Prediction of personal exposure to PM_{2.5} and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons by their concentrations in residential microenvironments. *Environmental Science & Technology* 39(15) 5592-5599.
- Ohura, T., Sugiyama, T., Amagai, T., Fusaya, M., Matsushita, H., 2002. Simultaneous liquid chromatographic determination of 39 polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air and application to a survey on indoor air pollution in Fuji, Japan. *Journal of AOAC International* 85(1) 188-202.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.d.C., Morais, S., 2015. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and assessment of potential risks in preschool children. *Environmental Science and Pollution Research International* 22(18) 13892-13902.

Özkaynak, H., Palma, T., Touma, J.S., Thurman, J., 2008. Modeling population exposures to outdoor sources of hazardous air pollutants. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 18(1) 45-58.

Ozkaynak, H., Whyatt, R.M., Needham, L.L., Akland, G., Quackenboss, J., Özkaynak, H., 2005. Exposure assessment implications for the design and implementation of the National Children's Study. *Environmental Health Perspectives* 113(8) 1108-1115.

Pang, Y., Gundel, L.A., Larson, T., Finn, D., Liu, L.J.S., Claiborn, C.S., 2002. Development and evaluation of a personal particulate organic and mass sampler. *Environmental Science & Technology* 36(23) 5205-5210.

Perraud, V., Bruns, E.A., Ezell, M.J., Johnson, S.N., Yu, Y., Alexander, M.L., Zelenyuk, A., Imre, D., Chang, W.L., Dabdub, D., Pankow, J.F., Finlayson-Pitts, B.J., 2012. Nonequilibrium atmospheric secondary organic aerosol formation and growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(8) 2836-2841.

Persoon, C., Hornbuckle, K.C., 2009. Calculation of passive sampling rates from both native PCBs and depuration compounds in indoor and outdoor environments. *Chemosphere* 74(7) 917-923.

Peters, K.O., Williams, D.A.L., Abubaker, S., Curtin-Brosnan, J., McCormack, M.C., Peng, R., Breysse, P.N., Matsui, E.C., Hansel, N.N., Diette, G.B., Strickland, P.T., 2017. Predictors of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and internal dose in inner city Baltimore children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 27(3) 290-298.

Petry, T., Vitale, D., Joachim, F.J., Smith, B., Cruse, L., Mascarenhas, R., Schneider, S., Singal, M., 2014. Human health risk evaluation of selected VOC, SVOC and particulate emissions from scented candles. *Regulatory toxicology and pharmacology : RTP* 69(1) 55-70.

Pleil, J.D., Funk, W.E., Rappaport, S.M., 2006. Residual indoor contamination from world trade center rubble fires as indicated by polycyclic aromatic hydrocarbon profiles. *Environmental Science & Technology* 40(4) 1172-1177.

Polidori, A., Turpin, B., Meng, Q.Y., Lee, J.H., Weisel, C., Morandi, M., Colome, S., Stock, T., Winer, A., Zhang, J., Kwon, J., Alimokhtari, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., Maberti, S., 2006. Fine organic particulate matter dominates indoor-generated PM_{2.5} in RIOPA homes. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 16(4) 321-331.

Pratt, M.M., John, K., MacLean, A.B., Afework, S., Phillips, D.H., Poirier, M.C., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and DNA adduct semi-quantitation in archived human tissues. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8(7) 2675-2691.

Preuss, R., Angerer, J., Drexler, H., 2003. Naphthalene--an environmental and occupational toxicant. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 76(8) 556-576.

Quackenboss, J.J., Pellizzari, E.D., Shubat, P., Whitmore, R.W., Adgate, J.L., Thomas, K.W., Freeman, N.C., Stroebel, C., Liroy, P.J., Clayton, A.C., Sexton, K., 2000. Design strategy for assessing multi-pathway exposure for children: the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 10(2) 145-158.

Ragas, A.M.J., Oldenkamp, R., Preeker, N.L., Wernicke, J., Schlink, U., 2011. Cumulative risk assessment of chemical exposures in urban environments. *Environment International* 37(5) 872-881.

Rauert, C., Harner, T., Schuster, J.K., Quinto, K., Fillmann, G., Castillo, L.E., Fentanes, O., Ibarra, M.V., Miglioranza, K.S.B., Rivadeneira, I.M., Pozo, K., Puerta, A.P., Zuluaga, B.H.A., 2016. Towards a regional passive air sampling network and strategy for new POPs in the GRULAC region: Perspectives from the GAPS Network and first results for organophosphorus flame retardants. *The Science of the Total Environment* 573 1294-1302.

Repace, J., Hughes, E., Benowitz, N., 2006. Exposure to second-hand smoke air pollution assessed from bar patrons' urinary cotinine. *Nicotine & tobacco research : official journal of the Society for Research on Nicotine and Tobacco* 8(5) 701-711.

Repace, J.L., 2009. Secondhand smoke in Pennsylvania casinos: a study of nonsmokers' exposure, dose, and risk. *American journal of public health* 99(8) 1478-1485.

Repace, J.L., Hyde, J.N., Brugge, D., 2006. Air pollution in Boston bars before and after a smoking ban. *BMC Public Health* 6 266-266.

- Repache, J.L., Jiang, R.-T., Acevedo-Bolton, V., Cheng, K.-C., Klepeis, N.E., Ott, W.R., Hildemann, L.M., 2011. Fine particle air pollution and secondhand smoke exposures and risks inside 66 US casinos. *Environmental Research* 111(4) 473-484.
- Reyes-Castro, P.A., Castro-Luque, L., Diaz-Caravantes, R., Walker, K.R., Hayden, M.H., Ernst, K.C., 2017. Outdoor spatial spraying against dengue: A false sense of security among inhabitants of Hermosillo, Mexico. *PLoS neglected tropical diseases* 11(5) e0005611-e0005611.
- Robertson, G.L., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Moschandreas, D., 1999. The National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) study in Arizona--introduction and preliminary results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 427-434.
- Roosens, L., Cornelis, C., D'Hollander, W., Bervoets, L., Reynders, H., Van Campenhout, K., Van Den Heuvel, R., Neels, H., Covaci, A., 2010. Exposure of the Flemish population to brominated flame retardants: model and risk assessment. *Environment International* 36(4) 368-376.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.
- Saillenfait, A.-M., Ndiaye, D., Sabate, J.-P., 2015. Pyrethroids: exposure and health effects--an update. *International journal of hygiene and environmental health* 218(3) 281-292.
- Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.
- Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2004. Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. *Indoor Air* 14(5) 325-332.
- Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.
- Sakai, K., Norback, D., Mi, Y., Shibata, E., Kamijima, M., Yamada, T., Takeuchi, Y., 2004. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. *Environmental Research* 94(1) 75-85.
- Sakai, R., Siegmann, H.C., Sato, H., Voorhees, A.S., 2002. Particulate matter and particle-attached polycyclic aromatic hydrocarbons in the indoor and outdoor air of Tokyo measured with personal monitors. *Environmental Research* 89(1) 66-71.
- Sakamoto, H., Uchiyama, S., Kihara, A., Tsutake, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., 2015. [Measurement of Chemical Compounds in Indoor and Outdoor Air in Chiba City Using Diffusive Sampling Devices]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 70(3) 249-258.
- Salem, T., Bartsch, P., 2001. [Environmental illnesses, illnesses of the 21st century. Respiratory tract pathology and indoor air pollution]. *Revue Medicale De Liege* 56(7) 497-505.
- Sanderson, E.G., Farant, J.P.P., 2004. Indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons in residences surrounding a söerberg aluminum smelter in Canada. *Environmental Science and Technology* 38(20) 5350-5356.
- Santos E Silva, S.I., Bowdler, P., Giltrow, D., Riddell, S., Honeychurch, K.C., 2016. A simple and rapid method for the determination of nicotine in third-hand smoke by liquid chromatography and its application for the assessment of contaminated outdoor communal areas. *Drug testing and analysis* 8(7) 676-681.
- Sapkota, A., Williams, D.A., Buckley, T.J., 2005. Tollbooth workers and mobile source-related hazardous air pollutants: how protective is the indoor environment? *Environmental Science & Technology* 39(9) 2936-2943.
- Sarwar, G., Olson, D.A., Corsi, R.L., Weschler, C.J., 2004. Indoor fine particles: the role of terpene emissions from consumer products. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 54(3) 367-377.

- Shade, W.D., Jayjock, M.A., 1997. Monte Carlo uncertainty analysis of a diffusion model for the assessment of halogen gas exposure during dosing of brominators. *American Industrial Hygiene Association journal* 58(6) 418-424.
- Shi, S., Zhao, B., 2012. Comparison of the predicted concentration of outdoor originated indoor polycyclic aromatic hydrocarbons between a kinetic partition model and a linear instantaneous model for gas-particle partition. *Atmospheric Environment* 59 93-101.
- Shin, H.M., McKone, T.E., Bennett, D.H., 2013. Evaluating environmental modeling and sampling data with biomarker data to identify sources and routes of exposure. *Atmospheric Environment* 69 148-155.
- Shoeib, M., Harner, T., Ikononou, M., Kannan, K., 2004. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoroalkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38(5) 1313-1320.
- Shoeib, M., Harner, T., Lee, S.C., Lane, D., Zhu, J., 2008. Sorbent-impregnated polyurethane foam disk for passive air sampling of volatile fluorinated chemicals. *Analytical chemistry* 80(3) 675-682.
- Shoeib, M., Harner, T., M Webster, G., Lee, S.C., 2011. Indoor sources of poly- and perfluorinated compounds (PFCS) in Vancouver, Canada: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 45(19) 7999-8005.
- Shoeib, M., Harner, T., Wilford, B.H., Jones, K.C., Zhu, J., 2005. Perfluorinated sulfonamides in indoor and outdoor air and indoor dust: occurrence, partitioning, and human exposure. *Environmental Science & Technology* 39(17) 6599-6606.
- Sicolo, M., Tringali, M., Orsi, F., Santagostino, A., 2009. Porphyrin pattern and methemoglobin levels in columba livia applied to assess toxicological risk by air pollution in Urban Areas. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 57(4) 732-740.
- Simcox, N.J., Bracker, A., Ginsberg, G., Toal, B., Golembiewski, B., Kurland, T., Hedman, C., 2011. Synthetic turf field investigation in Connecticut. *Journal of toxicology and environmental health. Part A* 74(17) 1133-1149.
- Sleiman, M., Logue, J.M., Luo, W., Pankow, J.F., Gundel, L.A., Destailats, H., 2014. Inhalable constituents of thirdhand tobacco smoke: Chemical characterization and health impact considerations. *Environmental Science and Technology* 48(22) 13093-13101.
- Sram, R.J., Beskid, O., Binkova, B., Chvatalova, I., Lnenickova, Z., Milcova, A., Solansky, I., Tulupova, E., Bavorova, H., Ocadlikova, D., Farmer, P.B., 2007. Chromosomal aberrations in environmentally exposed population in relation to metabolic and DNA repair genes polymorphisms. *Mutation Research* 620(1-2) 22-33.
- Stabile, L., Cauda, E., Marini, S., Buonanno, G., 2014. Metrological assessment of a portable analyzer for monitoring the particle size distribution of ultrafine particles. *The Annals of Occupational Hygiene* 58(7) 860-876.
- Stevenson, K.J., 1985. Measurements of carbon monoxide and nitrogen dioxide in British homes using unflued heating or cooking appliances. *The Tokai journal of experimental and clinical medicine* 10(4) 295-301.
- Stout, D.M., Morgan, M.K., Egeghy, P.P., Xue, J., 2009. Movement of diazinon residues into homes following applications of a granular formulation to residential lawns. *ACS Symposium Series* 1015 143-162.
- Su, F.-C., Mukherjee, B., Batterman, S., 2014. Modeling and analysis of personal exposures to VOC mixtures using copulas. *Environment International* 63 236-245.
- Sundell, J., 2017. Reflections on the history of indoor air science, focusing on the last 50 years. *Indoor Air* 27(4) 708-724.
- Suzuki, G., Takigami, H., Watanabe, M., Takahashi, S., Nose, K., Asari, M., Sakai, S.-I., 2008. Identification of brominated and chlorinated phenols as potential thyroid-disrupting compounds in indoor dusts. *Environmental Science & Technology* 42(5) 1794-1800.
- Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-i., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76(2) 270-277.
- Tanaka-Kagawa, T., Uchiyama, S., Matsushima, E., Sasaki, A., Kobayashi, H., Kobayashi, H., Yagi, M., Tsuno, M., Arai, M., Ikemoto, K., Yamasaki, M., Nakashima, A., Shimizu, Y., Otsubo, Y., Ando, M., Jinno, H., Tokunaga, H.,

2005. Survey of volatile organic compounds found in indoor and outdoor air samples from Japan. Kokuritsu Iyakuho Shokuhin Eisei Kenkyujo hokoku = Bulletin of National Institute of Health Sciences(123) 27-31.
- Tang, X., Misztal, P.K., Nazaroff, W.W., Goldstein, A.H., 2016. Volatile Organic Compound Emissions from Humans Indoors. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12686-12694.
- Teo, T.L.L., Coleman, H.M., Khan, S.J., 2016. Presence and select determinants of organophosphate flame retardants in public swimming pools. *The Science of the Total Environment* 569-570 469-475.
- Teschke, K., Chow, Y., Bartlett, K., Ross, A., van Netten, C., 2001. Spatial and temporal distribution of airborne *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* during an aerial spray program for gypsy moth eradication. *Environmental Health Perspectives* 109(1) 47-54.
- Tonne, C.C., Whyatt, R.M., Camann, D.E., Perera, F.P., Kinney, P.L., 2004. Predictors of personal polycyclic aromatic hydrocarbon exposures among pregnant minority women in New York City. *Environmental Health Perspectives* 112(6) 754-759.
- Trunnelle, K.J., Bennett, D.H., Tancredi, D.J., Gee, S.J., Stoecklin-Marois, M.T., Hennessy-Burt, T.E., Hammock, B.D., Schenker, M.B., 2013. Pyrethroids in house dust from the homes of farm worker families in the MICASA study. *Environment International* 61 57-63.
- Tulve, N.S., Egeghy, P.P., Fortmann, R.C., Whitaker, D.A., Nishioka, M.G., Naeher, L.P., Hilliard, A., 2008. Multimedia measurements and activity patterns in an observational pilot study of nine young children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 18(1) 31-44.
- Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M., Colome, S., Stock, T., Eisenreich, S., Buckley, B., 2007. Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA): part II. Analyses of concentrations of particulate matter species. Research report (Health Effects Institute)(130 Pt 2) 1-92.
- Van Cuyk, S., Deshpande, A., Hollander, A., Franco, D.O., Teclemariam, N.P., Layshock, J.A., Ticknor, L.O., Brown, M.J., Omberg, K.M., 2012. Transport of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* from an outdoor release into buildings: pathways of infiltration and a rapid method to identify contaminated buildings. *Biosecurity and bioterrorism : biodefense strategy, practice, and science* 10(2) 215-227.
- Van Den Hazel, P., Zuurbier, M., Louise Bistrup, M., 2006. Policy interpretation network on children's health and environment. *Acta Paediatrica, International Journal of Paediatrics* 95(SUPPL. 453) 6-12.
- Van Winkle, M.R., Scheff, P.A., 2001. Volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes. *Indoor Air* 11(1) 49-64.
- Velasco, E., Siegmann, P., Siegmann, H.C., 2004. Exploratory study of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in different environments of Mexico City. *Atmospheric Environment* 38(29) 4957-4968.
- Vineis, P., Husgafvel-Pursiainen, K., 2005. Air pollution and cancer: Biomarker studies in human populations. *Carcinogenesis* 26(11) 1846-1855.
- Vyskocil, Fiala, Chenier, V., Krajak, Ettlerova, Bukac, Viau, Emminger, 2000. Assessment of multipathway exposure of small children to PAH. *Environmental toxicology and pharmacology* 8(2) 111-118.
- Wainman, T., Zhang, J., Weschler, C.J., Lioy, P.J., 2000. Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environmental Health Perspectives* 108(12) 1139-1145.
- Wallace, L., 1993. A decade of studies of human exposure: what have we learned? *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis* 13(2) 135-139.
- Wallace, L., 2000. Real-time monitoring of particles, PAH, and CO in an occupied townhouse. *Applied occupational and environmental hygiene* 15(1) 39-47.
- Wallace, L.A., 1991. Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals. *Environmental Health Perspectives* 95 7-13.
- Wei, H., Turyk, M., Cali, S., Dorevitch, S., Erdal, S., Li, A., 2009. Particle size fractionation and human exposure of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Chicago. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering* 44(13) 1353-1361.

- Weisel, C.P., 2002. Assessing exposure to air toxics relative to asthma. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 527-537.
- Weisel, C.P., Alimokhtari, S., Sanders, P.F., 2008. Indoor air VOC concentrations in suburban and rural New Jersey. *Environmental Science & Technology* 42(22) 8231-8238.
- Weisel, C.P., Zhang, J., Turpin, B.J., Morandi, M.T., Colome, S., Stock, T.H., Spektor, D.M., Korn, L., Winer, A., Alimokhtari, S., Kwon, J., Mohan, K., Harrington, R., Giovanetti, R., Cui, W., Afshar, M., Maberti, S., Shendell, D., 2005. Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air (RIOPA) study: study design, methods and quality assurance/control results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(2) 123-137.
- Weppner, S., Elgethun, K., Lu, C., Hebert, V., Yost, M.G., Fenske, R.A., 2006. The Washington aerial spray drift study: children's exposure to methamidophos in an agricultural community following fixed-wing aircraft applications. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 16(5) 387-396.
- Weschler, C.J., 1984. Indoor-outdoor Relationships for Nonpolar Organic Constituents of Aerosol Particles. *Environmental Science and Technology* 18(9) 648-652.
- Weschler, C.J., Fong, K.L., 1986. Characterization of organic species associated with indoor aerosol particles. *Environment International* 12(1-4) 93-97.
- Wetzel, T.A., Doucette, W.J., 2015. Plant leaves as indoor air passive samplers for volatile organic compounds (VOCs). *Chemosphere* 122 32-37.
- White, A.J., Bradshaw, P.T., Herring, A.H., Teitelbaum, S.L., Beyea, J., Stellman, S.D., Steck, S.E., Mordukhovich, I., Eng, S.M., Engel, L.S., Conway, K., Hatch, M., Neugut, A.I., Santella, R.M., Gammon, M.D., 2016. Exposure to multiple sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and breast cancer incidence. *Environment International* 89-90 185-192.
- White, A.J., Chen, J., Teitelbaum, S.L., McCullough, L.E., Xu, X., Hee Cho, Y., Conway, K., Beyea, J., Stellman, S.D., Steck, S.E., Mordukhovich, I., Eng, S.M., Beth Terry, M., Engel, L.S., Hatch, M., Neugut, A.I., Hibshoosh, H., Santella, R.M., Gammon, M.D., 2016. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons are associated with gene-specific promoter methylation in women with breast cancer. *Environmental Research* 145 93-100.
- Whitehead, T., Metayer, C., Gunier, R.B., Ward, M.H., Nishioka, M.G., Buffler, P., Rappaport, S.M., 2011. Determinants of polycyclic aromatic hydrocarbon levels in house dust. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 21(2) 123-132.
- Whitemore, R.W., Immerman, F.W., Camann, D.E., Bond, A.E., Lewis, R.G., Schaum, J.L., 1994. Non-occupational exposures to pesticides for residents of two U.S. cities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26(1) 47-59.
- Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M., Jones, K.C., 2004. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. *Environmental Science & Technology* 38(20) 5312-5318.
- Wilson, L.R., Palmer, P.M., Belanger, E.E., Cayo, M.R., Durocher, L.A., Hwang, S.-A.A., Fitzgerald, E.F., 2011. Indoor air polychlorinated biphenyl concentrations in three communities along the Upper Hudson River, New York. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61(3) 530-538.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Morgan, M.K., Lordo, R.A., Sheldon, L.S., 2007. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Environmental Research* 103(1) 9-20.
- Wolz, S., Fenske, R.A., Simcox, N.J., Palcisko, G., Kissel, J.C., 2003. Residential arsenic and lead levels in an agricultural community with a history of lead arsenate use. *Environmental Research* 93(3) 293-300.
- Wu, X.M., Bennett, D.H., Ritz, B., Frost, J., Cassady, D., Lee, K., Hertz-Picciotto, I., 2011. Residential insecticide usage in northern California homes with young children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 21(4) 427-436.

Xu, J., Szyszkowicz, M., Jovic, B., Cakmak, S., Austin, C.C., Zhu, J., 2016. Estimation of indoor and outdoor ratios of selected volatile organic compounds in Canada. *Atmospheric Environment* 141 523-531.

Yucuis, R.A., Stanier, C.O., Hornbuckle, K.C., 2013. Cyclic siloxanes in air, including identification of high levels in Chicago and distinct diurnal variation. *Chemosphere* 92(8) 905-910.

Zhang, B., Bondy, S., Ferrence, R., 2009. Do indoor smoke-free laws provide bar workers with adequate protection from secondhand smoke? *Preventive medicine* 49(2-3) 245-247.

Zhang, X., Brown, T.N., Ansari, A., Yeun, B., Kitaoka, K., Kondo, A., Lei, Y.D., Wania, F., 2013. Effect of wind on the chemical uptake kinetics of a passive air sampler. *Environmental Science & Technology* 47(14) 7868-7875.

Zhang, X., Diamond, M.L., Robson, M., Harrad, S., 2011. Sources, emissions, and fate of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls indoors in Toronto, Canada. *Environmental Science & Technology* 45(8) 3268-3274.

Zhang, X., Hoang, M., Lei, Y.D., Wania, F., 2015. Exploring the role of the sampler housing in limiting uptake of semivolatile organic compounds in passive air samplers. *Environmental science. Processes & impacts* 17(12) 2006-2012.

Ziemba, C., Yang, W., Peccia, J., 2013. Modeling human off-site aerosol exposures to polybrominated flame retardants emitted during the land application of sewage sludge. *Environment International* 60 232-241.

9.2 Alkylphenols

Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.

Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.

Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.

Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2004. Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. *Indoor Air* 14(5) 325-332.

9.3 Bisphenol

Abdallah, M.A.-E., Harrad, S., Covaci, A., 2008. Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-A in indoor air and dust in Birmingham, U.K: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 42(18) 6855-6861.

Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.

Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.

Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.

Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-i., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76(2) 270-277.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Morgan, M.K., Lordo, R.A., Sheldon, L.S., 2007. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Environmental Research* 103(1) 9-20.

9.4 HAPs

Ando, M., Tamura, K., 1991. Study of respirable suspended particulates and polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air. *Toxicology and industrial health* 7(5-6) 441-448.

Ando, M., Tamura, K., Katagiri, K., 1991. Study on suspended particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 63(4) 297-301.

Ando, M., Tamura, K., Matsumoto, M., 1990. [The suspended particulate matter (SPM) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air along a main road]. *Nihon eiseigaku zasshi. Japanese journal of hygiene* 45(5) 1007-1013.

Andrew Clayton, C., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Quackenboss, J.J., Adgate, J., Sefton, K., 2003. Distributions, associations, and partial aggregate exposure of pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 13(2) 100-111.

Arhami, M., Minguillon, M.C., Polidori, A., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2010. Organic compound characterization and source apportionment of indoor and outdoor quasi-ultrafine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles Basin. *Indoor Air* 20(1) 17-30.

Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekvelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C., 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environmental Science & Technology* 39(12) 4407-4415.

Belpomme, D., Irigaray, P., Hardell, L., Clapp, R., Montagnier, L., Epstein, S., Sascio, A.J., 2007. The multitude and diversity of environmental carcinogens. *Environmental Research* 105(3) 414-429.

Błaszczak, E., Rogula-Kozłowska, W., Klejnowski, K., Fulara, I., Mielżyńska-Śvach, D., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons bound to outdoor and indoor airborne particles (PM_{2.5}) and their mutagenicity and carcinogenicity in Silesian kindergartens, Poland. *Air Quality, Atmosphere and Health* 10(3) 389-400.

Boyles, A.L., Blain, R.B., Rochester, J.R., Avanas, R., Goldhaber, S.B., McComb, S., Holmgren, S.D., Masten, S.A., Thayer, K.A., 2017. Systematic review of community health impacts of mountaintop removal mining. *Environment International* 107 163-172.

Brody, J.G., Morello-Frosch, R., Zota, A., Brown, P., Perez, C., Rudel, R.A., 2009. Linking exposure assessment science with policy objectives for environmental justice and breast cancer advocacy: the northern California household exposure study. *American journal of public health* 99 Suppl 3 S600-609.

Butler, J.D., Crossley, P., 1979. An appraisal of relative airborne sub-urban concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons monitored indoors and outdoors. *Science of the Total Environment* 11(1) 53-58.

Chen, Y., Li, X., Zhu, T., Han, Y., Lv, D., 2017. PM_{2.5}-bound PAHs in three indoor and one outdoor air in Beijing: Concentration, source and health risk assessment. *The Science of the Total Environment* 586 255-264.

Choi, H., Perera, F., Pac, A., Wang, L., Flak, E., Mroz, E., Jacek, R., Chai-Onn, T., Jedrychowski, W., Masters, E., Camann, D., Spengler, J., 2008. Estimating individual-level exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbons throughout the gestational period based on personal, indoor, and outdoor monitoring. *Environmental Health Perspectives* 116(11) 1509-1518.

Choi, H., Spengler, J., 2014. Source attribution of personal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbon mixture using concurrent personal, indoor, and outdoor measurements. *Environment International* 63 173-181.

Chuang, J.C., Callahan, P.J., Lyu, C.W., Wilson, N.K., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(2) 85-98.

- Ciganeck, M., Raszyk, J., Kohoutek, J., Ansorgová, A., Salava, J., Palác, J., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs, nitro-PAHs, oxy-PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organic chlorinated pesticides (OCPs) in the indoor and outdoor air of pig and cattle houses. *Veterinarni Medicina* 45(8) 217-226.
- Delfino, R.J., 2002. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 573-589.
- Delfino, R.J., Staimer, N., Tjoa, T., Arhami, M., Polidori, A., Gillen, D.L., Kleinman, M.T., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2010. Association of biomarkers of systemic inflammation with organic components and source tracers in quasi-ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 118(6) 756-762.
- Delgado-Saborit, J.M., Stark, C., Harrison, R.M., 2011. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environment International* 37(2) 383-392.
- Dubowsky, S.D., Wallace, L.A., Buckley, T.J., 1999. The contribution of traffic to indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(4) 312-321.
- Esplugues, A., Fernández-Patier, R., Aguilera, I., Iñíguez, C., Santos, S.G.D., Alfaro, A.A., Lacasaña, M., Estarlich, M., Grimalt, J.O., Fernández, M., Rebagliato, M., Sala, M., Tardón, A., Torrent, M., Martínez, M.D., Ribas-Fitó, N., Sunyer, J., Ballester, F., 2007. Exposición a contaminantes atmosféricos durante el embarazo y desarrollo prenatal y neonatal: protocolo de investigación en el proyecto {INMA} (Infancia y Medio Ambiente). *Gaceta Sanitaria* 21(2) 162-171.
- Freire, C., Abril, A., Fernandez, M.F., Ramos, R., Estarlich, M., Manrique, A., Aguirre, A., Ibarluzea, J., Olea, N., 2009. Urinary 1-hydroxypyrene and PAH exposure in 4-year-old Spanish children. *The Science of the Total Environment* 407(5) 1562-1569.
- Gallagher, J., Hudgens, E., Williams, A., Inmon, J., Rhoney, S., Andrews, G., Reif, D., Heidenfelder, B., Neas, L., Williams, R., Johnson, M., Ozkaynak, H., Edwards, S., Hubal, E.C., 2011. Mechanistic indicators of childhood asthma (MICA) study: piloting an integrative design for evaluating environmental health. *BMC Public Health* 11 344-344.
- Gatto, M.P., Gariazzo, C., Gordiani, A., L'Episcopo, N., Gherardi, M., 2014. Children and elders exposure assessment to particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the city of Rome, Italy. *Environmental Science and Pollution Research International* 21(23) 13152-13159.
- Golly, B., Brulfert, G., Berlioux, G., Jaffrezo, J.L., Besombes, J.L., 2015. Large chemical characterisation of PM10 emitted from graphite material production: Application in source apportionment. *The Science of the Total Environment* 538 634-643.
- Gomez Alvarez, E., Wortham, H., Strekowski, R., Zetzsch, C., Gligorovski, S., 2012. Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Environmental Science & Technology* 46(4) 1955-1963.
- Hamada, G.S., Kowalski, L.P., Murata, Y., Matsushita, H., Matsuki, H., 1992. Wood stove effects on indoor air quality in Brazilian homes: carcinogens, suspended particulate matter, and nitrogen dioxide analysis. *The Tokai journal of experimental and clinical medicine* 17(3-4) 145-153.
- Harrison, R.M., Delgado-Saborit, J.M., Baker, S.J., Aquilina, N., Meddings, C., Harrad, S., Matthews, I., Vardoulakis, S., Anderson, H.R., 2009. Measurement and modeling of exposure to selected air toxics for health effects studies and verification by biomarkers. *Research report (Health Effects Institute)*(143) 3-100.
- Hasheminassab, S., Daher, N., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Delfino, R.J., Sioutas, C., 2014. Chemical characterization and source apportionment of indoor and outdoor fine particulate matter (PM(2.5)) in retirement communities of the Los Angeles Basin. *The Science of the Total Environment* 490 528-537.
- Hassanvand, M.S., Naddafi, K., Faridi, S., Nabizadeh, R., Sowlat, M.H., Momeniha, F., Gholampour, A., Arhami, M., Kashani, H., Zare, A., Niazi, S., Rastkari, N., Nazmara, S., Ghani, M., Yunesian, M., 2015. Characterization of {PAHs} and metals in indoor/outdoor PM10/PM2.5/PM1 in a retirement home and a school dormitory. *Science of the Total Environment* 527-528 100-110.

- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: an overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* = *Biomedecine & Pharmacotherapie* 61(10) 640-658.
- Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 61(10) 640-658.
- Jedrychowski, W.A., Perera, F.P., Maugeri, U., Majewska, R., Mroz, E., Flak, E., Camann, D., Sowa, A., Jacek, R., 2015. Long term effects of prenatal and postnatal airborne PAH exposures on ventilatory lung function of non-asthmatic preadolescent children. Prospective birth cohort study in Krakow. *The Science of the Total Environment* 502 502-509.
- Jia, C., Batterman, S., 2010. A critical review of naphthalene sources and exposures relevant to indoor and outdoor air. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(7) 2903-2939.
- Johnson, M., Hudgens, E., Williams, R., Andrews, G., Neas, L., Gallagher, J., Ozkaynak, H., 2009. A participant-based approach to indoor/outdoor air monitoring in community health studies. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 19(5) 492-501.
- Johnson, M.M., Williams, R., Fan, Z., Lin, L., Hudgens, E., Gallagher, J., Vette, A., Neas, L., Özkaynak, H., 2010. Participant-based monitoring of indoor and outdoor nitrogen dioxide, volatile organic compounds, and polycyclic aromatic hydrocarbons among MICA-Air households. *Atmospheric Environment* 44(38) 4927-4936.
- Johnson, T., Myers, J., Kelly, T., Wisbith, A., Ollison, W., 2004. A pilot study using scripted ventilation conditions to identify key factors affecting indoor pollutant concentration and air exchange rate in a residence. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(1) 1-22.
- Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M., Spasojević, V., 2014. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. *Energy* 77 42-48.
- Jung, K.H., Bernabe, K., Moors, K., Yan, B., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Camann, D., Kinney, P.L., Perera, F.P., Miller, R.L., 2011. Effects of Floor Level and Building Type on Residential Levels of Outdoor and Indoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Particulate Matter in New York City. *Atmosphere* 2(2) 96-109.
- Jung, K.H., Liu, B., Lovinsky-Desir, S., Yan, B., Camann, D., Sjodin, A., Li, Z., Perera, F., Kinney, P., Chillrud, S., Miller, R.L., 2014. Time trends of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in New York City from 2001 to 2012: assessed by repeat air and urine samples. *Environmental Research* 131 95-103.
- Jung, K.H., Patel, M.M., Moors, K., Kinney, P.L., Chillrud, S.N., Whyatt, R., Hoepner, L., Garfinkel, R., Yan, B., Ross, J., Camann, D., Perera, F.P., Miller, R.L., 2010. Effects of Heating Season on Residential Indoor and Outdoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Particulate Matter in an Urban Birth Cohort. *Atmospheric environment (Oxford, England: 1994)* 44(36) 4545-4552.
- Jung, K.H., Yan, B., Chillrud, S.N., Perera, F.P., Whyatt, R., Camann, D., Kinney, P.L., Miller, R.L., 2010. Assessment of benzo(a)pyrene-equivalent carcinogenicity and mutagenicity of residential indoor versus outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons exposing young children in New York City. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(5) 1889-1900.
- Kauneliene, V., Krugly, E., Kliucininkas, L., Stasiulaitiene, I., Prasauskas, T., Auzbikaviciute, A., Bergqvist, P.A., Tomsej, T., Martuzevicius, D., 2016. PAHs in Indoor and Outdoor Air from Decentralized Heating Energy Production: Comparison of Active and Passive Sampling. *Polycyclic Aromatic Compounds* 36(4) 410-428.
- Kennedy, K., Macova, M., Leusch, F., Bartkow, M.E., Hawker, D.W., Zhao, B., Denison, M.S., Mueller, J.F., 2009. Assessing indoor air exposures using passive sampling with bioanalytical methods for estrogenicity and aryl hydrocarbon receptor activity. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 394(5) 1413-1421.
- Kliucininkas, L., Martuzevicius, D., Krugly, E., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Molnar, P., Strandberg, B., 2011. Indoor and outdoor concentrations of fine particles, particle-bound PAHs and volatile organic compounds in Kaunas, Lithuania. *Journal of environmental monitoring : JEM* 13(1) 182-191.
- Krugly, E., Martuzevicius, D., Sidaraviciute, R., Ciuzas, D., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Stasiulaitiene, I., Kliucininkas, L., 2013. Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment* 82 298-306.

Landrigan, P.J., Lioy, P.J., Thurston, G., Berkowitz, G., Chen, L.C., Chillrud, S.N., Gavett, S.H., Georgopoulos, P.G., Geyh, A.S., Levin, S., Perera, F., Rappaport, S.M., Small, C., 2004. Health and environmental consequences of the world trade center disaster. *Environmental Health Perspectives* 112(6) 731-739.

Lazarov, B., Swinnen, R., Spruyt, M., Goelen, E., Stranger, M., Desmet, G., Wauters, E., 2013. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 79 780-786.

Leroyer, A., Jeandel, F., Maitre, A., Howsam, M., Deplanque, D., Mazzuca, M., Nisse, C., 2010. 1-Hydroxypyrene and 3-hydroxybenzo[a]pyrene as biomarkers of exposure to PAH in various environmental exposure situations. *The Science of the Total Environment* 408(5) 1166-1173.

Levy, J.I., Dumyahn, T., Spengler, J.D., 2002. Particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 12(2) 104-114.

Lewtas, J., 2007. Air pollution combustion emissions: characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. *Mutation Research* 636(1-3) 95-133.

Limasset, J.-C., Diebold, F., Hubert, G., 1993. Exposition des conducteurs de bus urbains aux polluants de la circulation automobile. *Science of the Total Environment* 134(1) 39-49.

Lioy, P.J., Fan, Z., Zhang, J., Georgopoulos, P., Wang, S.-W., Ohman-Strickland, P., Wu, X., Zhu, X., Harrington, J., Tang, X., Meng, Q., Jung, K.H., Kwon, J., Hernandez, M., Bonnano, L., Held, J., Neal, J., 2011. Personal and ambient exposures to air toxics in Camden, New Jersey. Research report (Health Effects Institute)(160) 3-51.

Lioy, P.J., Greenberg, A., 1990. Factors associated with human exposures to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicology and industrial health* 6(2) 209-223.

Liu, C., Zhang, Y., Weschler, C.J., 2014. The impact of mass transfer limitations on size distributions of particle associated SVOCs in outdoor and indoor environments. *The Science of the Total Environment* 497-498 401-411.

Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.

Llop, S., Ballester, F., Estarlich, M., Ibarluzea, J., Manrique, A., Rebagliato, M., Esplugues, A., Iniguez, C., 2008. Urinary 1-hydroxypyrene, air pollution exposure and associated life style factors in pregnant women. *The Science of the Total Environment* 407(1) 97-104.

Loh, M.M., Levy, J.I., Spengler, J.D., Houseman, E.A., Bennett, D.H., 2007. Ranking cancer risks of organic hazardous air pollutants in the United States. *Environmental Health Perspectives* 115(8) 1160-1168.

Lv, J., Zhu, L., 2013. Effect of central ventilation and air conditioner system on the concentration and health risk from airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Environmental Sciences* 25(3) 531-536.

Ma, Y., Harrad, S., 2015. Spatiotemporal analysis and human exposure assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor air, settled house dust, and diet: A review. *Environment International* 84 7-16.

Matanoski, G., Fishbein, L., Redmond, C., Rosenkranz, H., Wallace, L., 1986. Contribution of organic particulates to respiratory cancer. *Environmental Health Perspectives* 70 37-49.

Menezes, H.C., Paulo, B.P., Costa, N.T., Cardeal, Z.L., 2013. New method to determination of naphthalene in ambient air using cold fiber-solid phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Microchemical Journal* 109 93-97.

Menichini, E., Iacovella, N., Monfredini, F., Turrio-Baldassarri, L., 2007. Relationships between indoor and outdoor air pollution by carcinogenic PAHs and PCBs. *Atmospheric Environment* 41(40) 9518-9529.

Minoia, C., Magnaghi, S., Micoli, G., Fiorentino, M.L., Turci, R., Angeleri, S., Berri, A., 1997. Determination of environmental reference concentration of six {PAHs} in urban areas (Pavia, Italy). *Science of the Total Environment* 198(1) 33-41.

Miyamishi, K., Kinouchi, T., Kataoka, K., Kanoh, T., Ohnishi, Y., 1996. In vivo formation of mutagens by intraperitoneal administration of polycyclic aromatic hydrocarbons in animals during exposure to nitrogen dioxide. *Carcinogenesis* 17(7) 1483-1490.

- Mohammed, M.O.A., Song, W.W., Ma, Y.L., Liu, L.Y., Ma, W.L., Li, W.L., Li, Y.F., Wang, F.Y., Qi, M.Y., Lv, N., Wang, D.Z., Khan, A.U., 2016. Distribution patterns, infiltration and health risk assessment of PM_{2.5}-bound PAHs in indoor and outdoor air in cold zone. *Chemosphere* 155 70-85.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.
- Murr, L.E., 2008. Microstructures and nanostructures for environmental carbon nanotubes and nanoparticulate soots. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 5(5) 321-336.
- Naumova, Y.Y., Eisenreich, S.J., Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M.T., Colome, S.D., Totten, L.A., Stock, T.H., Winer, A.M., Alimokhtari, S., Kwon, J., Shendell, D., Jones, J., Maberti, S., Wall, S.J., 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the indoor and outdoor air of three cities in the U.S. *Environmental Science & Technology* 36(12) 2552-2559.
- O'Connell, G., Colard, S., Cahours, X., Pritchard, J.D., 2015. An Assessment of Indoor Air Quality before, during and after Unrestricted Use of E-Cigarettes in a Small Room. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12(5) 4889-4907.
- Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Gigliotti, C.L., Chen, L.C., Xiong, J.Q., Quan, C., Lou, X., Zhong, M., Gorczynski, J., Yiin, L.-M., Illacqua, V., Lioy, P.J., 2004. Persistent organic pollutants in dusts that settled indoors in lower Manhattan after September 11, 2001. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(2) 164-172.
- Ohura, T., Amagai, T., Fusaya, M., Matsushita, H., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor environments and factors affecting their concentrations. *Environmental Science & Technology* 38(1) 77-83.
- Ohura, T., Amagai, T., Sugiyama, T., Fusaya, M., Matsushita, H., 2004. Characteristics of particle matter and associated polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air in two cities in Shizuoka, Japan. *Atmospheric Environment* 38(14) 2045-2054.
- Ohura, T., Noda, T., Amagai, T., Fusaya, M., 2005. Prediction of personal exposure to PM_{2.5} and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons by their concentrations in residential microenvironments. *Environmental Science & Technology* 39(15) 5592-5599.
- Ohura, T., Sugiyama, T., Amagai, T., Fusaya, M., Matsushita, H., 2002. Simultaneous liquid chromatographic determination of 39 polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air and application to a survey on indoor air pollution in Fuji, Japan. *Journal of AOAC International* 85(1) 188-202.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.d.C., Morais, S., 2015. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and assessment of potential risks in preschool children. *Environmental Science and Pollution Research International* 22(18) 13892-13902.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M.D.C., Morais, S., 2016. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of preschool environments (3-5 years old children). *Environmental Pollution* 208 382-394.
- Omori, H., Katoh, T., 2011. Environmental Lung Cancer Epidemiology, In: Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier: Burlington, pp. 471-475.
- Pandit, G.G., Srivastava, P.K., Rao, A.M.M., 2001. Monitoring of indoor volatile organic compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons arising from kerosene cooking fuel. *Science of the Total Environment* 279(1-3) 159-165.
- Peters, K.O., Williams, D.A.L., Abubaker, S., Curtin-Brosnan, J., McCormack, M.C., Peng, R., Breyse, P.N., Matsui, E.C., Hansel, N.N., Diette, G.B., Strickland, P.T., 2017. Predictors of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and internal dose in inner city Baltimore children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 27(3) 290-298.
- Pleil, J.D., Funk, W.E., Rappaport, S.M., 2006. Residual indoor contamination from world trade center rubble fires as indicated by polycyclic aromatic hydrocarbon profiles. *Environmental Science & Technology* 40(4) 1172-1177.

- Polidori, A., Turpin, B., Meng, Q.Y., Lee, J.H., Weisel, C., Morandi, M., Colome, S., Stock, T., Winer, A., Zhang, J., Kwon, J., Alimokhtari, S., Shendell, D., Jones, J., Farrar, C., Maberti, S., 2006. Fine organic particulate matter dominates indoor-generated PM_{2.5} in RIOPA homes. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 16(4) 321-331.
- Pratt, M.M., John, K., MacLean, A.B., Afework, S., Phillips, D.H., Poirier, M.C., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and DNA adduct semi-quantitation in archived human tissues. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8(7) 2675-2691.
- Preuss, R., Angerer, J., Drexler, H., 2003. Naphthalene--an environmental and occupational toxicant. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 76(8) 556-576.
- Rames, A., Guillosoy, G., Ronga-Pezeret, S., Hulot, C., 2012. Assessment of indoor air quality related to potential vapor intrusion: Issues for former manufactured gas plants. *Environnement, Risques et Sante* 11(2) 110-119.
- Repace, J., Hughes, E., Benowitz, N., 2006. Exposure to second-hand smoke air pollution assessed from bar patrons' urinary cotinine. *Nicotine & tobacco research : official journal of the Society for Research on Nicotine and Tobacco* 8(5) 701-711.
- Repace, J.L., 2009. Secondhand smoke in Pennsylvania casinos: a study of nonsmokers' exposure, dose, and risk. *American journal of public health* 99(8) 1478-1485.
- Repace, J.L., Hyde, J.N., Brugge, D., 2006. Air pollution in Boston bars before and after a smoking ban. *BMC Public Health* 6 266-266.
- Repace, J.L., Jiang, R.-T., Acevedo-Bolton, V., Cheng, K.-C., Klepeis, N.E., Ott, W.R., Hildemann, L.M., 2011. Fine particle air pollution and secondhand smoke exposures and risks inside 66 US casinos. *Environmental Research* 111(4) 473-484.
- Rogula-Kozłowska, W., Kozielska, B., Majewski, G., Rogula-Kopiec, P., Mucha, W., Kociszewska, K., 2017. Submicron particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in the Polish teaching rooms: Concentrations, origin and health hazard. *Journal of Environmental Sciences* ---.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Sakai, R., Siegmann, H.C., Sato, H., Voorhees, A.S., 2002. Particulate matter and particle-attached polycyclic aromatic hydrocarbons in the indoor and outdoor air of Tokyo measured with personal monitors. *Environmental Research* 89(1) 66-71.
- Sanderson, E.G., Farant, J.P., 2004. Indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons in residences surrounding a Soderberg aluminum smelter in Canada. *Environmental Science & Technology* 38(20) 5350-5356.
- Sanderson, E.G., Farant, J.P.P., 2004. Indoor and outdoor polycyclic aromatic hydrocarbons in residences surrounding a söerberg aluminum smelter in Canada. *Environmental Science and Technology* 38(20) 5350-5356.
- Sapkota, A., Williams, D.A., Buckley, T.J., 2005. Tollbooth workers and mobile source-related hazardous air pollutants: how protective is the indoor environment? *Environmental Science & Technology* 39(9) 2936-2943.
- Satish, J., Wanner, H.U., 1976. [Sources and importance of indoor air pollution]. *Sozial- Und Praventivmedizin* 21(4) 124-125.
- Sinha, S.N., Nag, P.K., 2011. Air Pollution from Solid Fuels, In: Nriagu, J.O. (Ed.). Elsevier: Burlington, pp. 46-52.
- Sram, R.J., Beskid, O., Binkova, B., Chvatalova, I., Lnenickova, Z., Milcova, A., Solansky, I., Tulupova, E., Bavorova, H., Ocadlikova, D., Farmer, P.B., 2007. Chromosomal aberrations in environmentally exposed population in relation to metabolic and DNA repair genes polymorphisms. *Mutation Research* 620(1-2) 22-33.
- Tonne, C.C., Whyatt, R.M., Camann, D.E., Perera, F.P., Kinney, P.L., 2004. Predictors of personal polycyclic aromatic hydrocarbon exposures among pregnant minority women in New York City. *Environmental Health Perspectives* 112(6) 754-759.

- Turpin, B.J., Weisel, C.P., Morandi, M., Colome, S., Stock, T., Eisenreich, S., Buckley, B., 2007. Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA): part II. Analyses of concentrations of particulate matter species. Research report (Health Effects Institute)(130 Pt 2) 1-92.
- Van Winkle, M.R., Scheff, P.A., 2001. Volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and elements in the air of ten urban homes. *Indoor Air* 11(1) 49-64.
- Vyskocil, Fiala, Chenier, V., Krajak, Ettlerova, Bukac, Viau, Emminger, 2000. Assessment of multipathway exposure of small children to PAH. *Environmental toxicology and pharmacology* 8(2) 111-118.
- Wallace, L., 2000. Real-time monitoring of particles, PAH, and CO in an occupied townhouse. *Applied occupational and environmental hygiene* 15(1) 39-47.
- White, A.J., Bradshaw, P.T., Herring, A.H., Teitelbaum, S.L., Beyea, J., Stellman, S.D., Steck, S.E., Mordukhovich, I., Eng, S.M., Engel, L.S., Conway, K., Hatch, M., Neugut, A.I., Santella, R.M., Gammon, M.D., 2016. Exposure to multiple sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and breast cancer incidence. *Environment International* 89-90 185-192.
- White, A.J., Chen, J., Teitelbaum, S.L., McCullough, L.E., Xu, X., Hee Cho, Y., Conway, K., Beyea, J., Stellman, S.D., Steck, S.E., Mordukhovich, I., Eng, S.M., Beth Terry, M., Engel, L.S., Hatch, M., Neugut, A.I., Hibshoosh, H., Santella, R.M., Gammon, M.D., 2016. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons are associated with gene-specific promoter methylation in women with breast cancer. *Environmental Research* 145 93-100.
- Whitehead, T., Metayer, C., Gunier, R.B., Ward, M.H., Nishioka, M.G., Buffler, P., Rappaport, S.M., 2011. Determinants of polycyclic aromatic hydrocarbon levels in house dust. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 21(2) 123-132.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.
- Zhang, B., Bondy, S., Ferrence, R., 2009. Do indoor smoke-free laws provide bar workers with adequate protection from secondhand smoke? *Preventive medicine* 49(2-3) 245-247.
- Zhu, L., Takahashi, Y., Amagai, T., Matsushita, H., 1997. Highly sensitive automatic analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air. *Talanta* 45(1) 113-118.

9.5 Muscs

- Osborne, M.L., 1997. Differential diagnosis of bronchial asthma in the elderly. *Immunology and Allergy Clinics of North America* 17(4) 557-574.
- Ramírez, N., Marcé, R.M., Borrull, F., 2010. Development of a thermal desorption-gas chromatography–mass spectrometry method for determining personal care products in air. *Journal of Chromatography A* 1217(26) 4430-4438.
- Santos E Silva, S.I., Bowdler, P., Giltrow, D., Riddell, S., Honeychurch, K.C., 2016. A simple and rapid method for the determination of nicotine in third-hand smoke by liquid chromatography and its application for the assessment of contaminated outdoor communal areas. *Drug testing and analysis* 8(7) 676-681.

9.6 Organophosphates

- Bradman, A., Whitaker, D., Quiros, L., Castorina, R., Claus Henn, B., Nishioka, M., Morgan, J., Barr, D.B., Harnly, M., Brisbin, J.A., Sheldon, L.S., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2007. Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 17(4) 331-349.
- Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.

Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.

Zhou, L., Hiltcher, M., Gruber, D., Püttmann, W., 2017. Organophosphate flame retardants (OPFRs) in indoor and outdoor air in the Rhine/Main area, Germany: comparison of concentrations and distribution profiles in different microenvironments. *Environmental Science and Pollution Research* 24(12) 10992-11005.

9.7 PBDEs

Abdallah, M.A.-E., Harrad, S., Covaci, A., 2008. Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-A in indoor air and dust in Birmingham, U.K: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 42(18) 6855-6861.

Anderson, H.A., Imm, P., Knobeloch, L., Turyk, M., Mathew, J., Buelow, C., Persky, V., 2008. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in serum: findings from a US cohort of consumers of sport-caught fish. *Chemosphere* 73(2) 187-194.

Batterman, S., Chen, T.-C., Chernyak, S., Godwin, C., 2009. Design and performance evaluation of a medium flow sampler for airborne brominated flame retardants (BFRs). *Journal of environmental monitoring: JEM* 11(4) 858-866.

Björklund, J.A., Thuresson, K., Cousins, A.P., Sellström, U., Emenius, G., De Wit, C.A., 2012. Indoor air is a significant source of tri-decabrominated diphenyl ethers to outdoor air via ventilation systems. *Environmental Science and Technology* 46(11) 5876-5884.

Butt, C.M., Diamond, M.L., Truong, J., Ikononou, M.G., ter Schure, A.F.H., 2004. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in southern Ontario as measured in indoor and outdoor window organic films. *Environmental Science & Technology* 38(3) 724-731.

Cahill, T.M., Groskova, D., Charles, M.J., Sanborn, J.R., Denison, M.S., Baker, L., 2007. Atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers at near-source sites. *Environmental Science & Technology* 41(18) 6370-6377.

Goralczyk, K., Strucinski, P., Hernik, A., Czaja, K., Korcz, W., Minorczyk, M., Ludwicki, J.K., 2012. [Indoor dust as a pathway of human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)]. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny* 63(1) 1-8.

Han, W., Fan, T., Xu, B., Feng, J., Zhang, G., Wu, M., Yu, Y., Fu, J., 2016. Passive sampling of polybrominated diphenyl ethers in indoor and outdoor air in Shanghai, China: seasonal variations, sources, and inhalation exposure. *Environmental Science and Pollution Research* 23(6) 5771-5781.

Harrad, S., de Wit, C.A., Abdallah, M.A.-E., Bergh, C., Björklund, J.A., Covaci, A., Darnerud, P.O., de Boer, J., Diamond, M., Huber, S., Leonards, P., Mandalakis, M., Ostman, C., Haug, L.S., Thomsen, C., Webster, T.F., 2010. Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? *Environmental Science & Technology* 44(9) 3221-3231.

Harrad, S., Hazrati, S., Ibarra, C., 2006. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4633-4638.

Harrad, S., Hunter, S., 2006. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in air and soil on a rural-urban transect across a major UK conurbation. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4548-4553.

Harrad, S., Wijesekera, R., Hunter, S., Halliwell, C., Baker, R., 2004. Preliminary assessment of U.K. human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38(8) 2345-2350.

Hazrati, S., Harrad, S., 2007. Calibration of polyurethane foam (PUF) disk passive air samplers for quantitative measurement of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): factors influencing sampling rates. *Chemosphere* 67(3) 448-455.

- Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.
- Jones-Otazo, H.A., Clarke, J.P., Diamond, M.L., Archbold, J.A., Ferguson, G., Harner, T., Richardson, G.M., Ryan, J.J., Wilford, B., 2005. Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environmental Science & Technology* 39(14) 5121-5130.
- Law, R.J., Herzke, D., Harrad, S., Morris, S., Bersuder, P., Allchin, C.R., 2008. Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere* 73(2) 223-241.
- Lazarov, B., Swinnen, R., Spruyt, M., Goelen, E., Stranger, M., Desmet, G., Wauters, E., 2013. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 79 780-786.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.
- Roosens, L., Cornelis, C., D'Hollander, W., Bervoets, L., Reynders, H., Van Campenhout, K., Van Den Heuvel, R., Neels, H., Covaci, A., 2010. Exposure of the Flemish population to brominated flame retardants: model and risk assessment. *Environment International* 36(4) 368-376.
- Rowe, M.D., Perlinger, J.A., 2009. Gas-phase cleanup method for analysis of trace atmospheric semivolatile organic compounds by thermal desorption from diffusion denuders. *Journal of Chromatography A* 1216(32) 5940-5948.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.
- Schechter, A., Colacino, J.A., Shah, N., Pöpke, O., Opel, M., Patel, K., Birnbaum, L.S., 2010. Indoor and outdoor air PBDE levels in a Southwestern US city. *Toxicological and Environmental Chemistry* 92(6) 1053-1063.
- Shoeib, M., Harner, T., Ikononou, M., Kannan, K., 2004. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoroalkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38(5) 1313-1320.
- Shoeib, M., Harner, T., Webster, G.M., Sverko, E., Cheng, Y., 2012. Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environmental Pollution* 169 175-182.
- Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-i., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76(2) 270-277.
- Toms, L.M., Bartkow, M., Symons, R., Mueller, J., Polybrominated diphenyl ethers in Indoor and outdoor air in Brisbane.
- Wei, H., Turyk, M., Cali, S., Dorevitch, S., Erdal, S., Li, A., 2009. Particle size fractionation and human exposure of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Chicago. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering* 44(13) 1353-1361.
- Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M., Jones, K.C., 2004. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. *Environmental Science & Technology* 38(20) 5312-5318.
- Zhang, X., Diamond, M.L., Robson, M., Harrad, S., 2011. Sources, emissions, and fate of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls indoors in Toronto, Canada. *Environmental Science & Technology* 45(8) 3268-3274.

Ziemba, C., Yang, W., Peccia, J., 2013. Modeling human off-site aerosol exposures to polybrominated flame retardants emitted during the land application of sewage sludge. *Environment International* 60 232-241.

9.8 PCBs

Anderson, H.A., Imm, P., Knobeloch, L., Turyk, M., Mathew, J., Buelow, C., Persky, V., 2008. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in serum: findings from a US cohort of consumers of sport-caught fish. *Chemosphere* 73(2) 187-194.

Balfanz, E., Fuchs, J., Kieper, H., 1993. Sampling and analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) in indoor air due to permanently elastic sealants. *Chemosphere* 26(5) 871-880.

Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C., 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environmental Science & Technology* 39(12) 4407-4415.

Ciganek, M., Raszyk, J., Kohoutek, J., Ansorgová, A., Salava, J., Palác, J., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs, nitro-PAHs, oxy-PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organic chlorinated pesticides (OCPs) in the indoor and outdoor air of pig and cattle houses. *Veterinarni Medicina* 45(8) 217-226.

DellaValle, C.T., Wheeler, D.C., Deziel, N.C., De Roos, A.J., Cerhan, J.R., Cozen, W., Severson, R.K., Flory, A.R., Locke, S.J., Colt, J.S., Hartge, P., Ward, M.H., 2013. Environmental determinants of polychlorinated biphenyl concentrations in residential carpet dust. *Environmental Science & Technology* 47(18) 10405-10414.

Harrad, S., Hazrati, S., Ibarra, C., 2006. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 40(15) 4633-4638.

Harrad, S., Ren, J., Hazrati, S., Robson, M., 2006. Chiral signatures of PCB#s 95 and 149 in indoor air, grass, duplicate diets and human faeces. *Chemosphere* 63(8) 1368-1376.

Hazrati, S., Harrad, S., 2007. Calibration of polyurethane foam (PUF) disk passive air samplers for quantitative measurement of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): factors influencing sampling rates. *Chemosphere* 67(3) 448-455.

Hu, M.-T., Chen, S.-J., Huang, K.-L., Lin, Y.-C., Lee, W.-J., Chang-Chien, G.-P., Tsai, J.-H., Lee, J.-T., Chiu, C.-H., 2009. Characterization of, and health risks from, polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans from incense burned in a temple. *Science of the Total Environment* 407(17) 4870-4875.

Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.

Jamshidi, A., Hunter, S., Hazrati, S., Harrad, S., 2007. Concentrations and chiral signatures of polychlorinated biphenyls in outdoor and indoor air and soil in a major U.K. conurbation. *Environmental Science and Technology* 41(7) 2153-2158.

Koh, W.X., Hornbuckle, K.C., Thorne, P.S., 2015. Human Serum from Urban and Rural Adolescents and Their Mothers Shows Exposure to Polychlorinated Biphenyls Not Found in Commercial Mixtures. *Environmental Science & Technology* 49(13) 8105-8112.

Landrigan, P.J., Lioy, P.J., Thurston, G., Berkowitz, G., Chen, L.C., Chillrud, S.N., Gavett, S.H., Georgopoulos, P.G., Geyh, A.S., Levin, S., Perera, F., Rappaport, S.M., Small, C., 2004. Health and environmental consequences of the world trade center disaster. *Environmental Health Perspectives* 112(6) 731-739.

Lazarov, B., Swinnen, R., Spruyt, M., Goelen, E., Stranger, M., Desmet, G., Wauters, E., 2013. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 79 780-786.

Li, F., Jin, J., Sun, X., Wang, X., Li, Y., Shah, S.M., Chen, J., 2014. Gas chromatography-triple quadrupole mass spectrometry for the determination of atmospheric polychlorinated naphthalenes. *Journal of Hazardous Materials* 280 111-117.

- Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.
- MacIntosh, D.L., Minegishi, T., Fragala, M.A., Allen, J.G., Coghlan, K.M., Stewart, J.H., McCarthy, J.F., 2012. Mitigation of building-related polychlorinated biphenyls in indoor air of a school. *Environmental health : a global access science source* 11 24-24.
- Maddox, C., Wang, B., Kirby, P.A., Wang, K., Ludewig, G., 2008. Mutagenicity of 3-methylcholanthrene, pcb3, and 4-oh-pcb3 in the lung of transgenic bigblue rats. *Environmental toxicology and pharmacology* 25(2) 260-266.
- Marek, R.F., Thorne, P.S., Herkert, N.J., Awad, A.M., Hornbuckle, K.C., 2017. Airborne PCBs and OH-PCBs Inside and Outside Urban and Rural U.S. Schools. *Environmental Science & Technology* 51(14) 7853-7860.
- Matanoski, G., Fishbein, L., Redmond, C., Rosenkranz, H., Wallace, L., 1986. Contribution of organic particulates to respiratory cancer. *Environmental Health Perspectives* 70 37-49.
- Melymuk, L., Bohlin-Nizzetto, P., Kukučka, P., Vojta, Š., Kalina, J., Čupr, P., Klánová, J., 2016. Seasonality and indoor/outdoor relationships of flame retardants and PCBs in residential air. *Environmental Pollution* 218 392-401.
- Menichini, E., Iacovella, N., Monfredini, F., Turrio-Baldassarri, L., 2007. Relationships between indoor and outdoor air pollution by carcinogenic PAHs and PCBs. *Atmospheric Environment* 41(40) 9518-9529.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.
- Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.
- Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Gigliotti, C.L., Chen, L.C., Xiong, J.Q., Quan, C., Lou, X., Zhong, M., Gorczynski, J., Yiin, L.-M., Illacqua, V., Liroy, P.J., 2004. Persistent organic pollutants in dusts that settled indoors in lower Manhattan after September 11, 2001. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(2) 164-172.
- Persoon, C., Hornbuckle, K.C., 2009. Calculation of passive sampling rates from both native PCBs and depuration compounds in indoor and outdoor environments. *Chemosphere* 74(7) 917-923.
- Rowe, M.D., Perlinger, J.A., 2009. Gas-phase cleanup method for analysis of trace atmospheric semivolatile organic compounds by thermal desorption from diffusion denuders. *Journal of Chromatography A* 1216(32) 5940-5948.
- Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.
- Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.
- Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-i., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76(2) 270-277.
- Tasdemir, Y., Salihoglu, G., Salihoglu, N.K., Birgül, A., 2012. Air-soil exchange of PCBs: Seasonal variations in levels and fluxes with influence of equilibrium conditions. *Environmental Pollution* 169 90-97.
- Vorhees, D.J., Cullen, A.C., Altshul, L.M., 1997. Exposure to polychlorinated biphenyls in residential indoor air and outdoor air near a superfund site. *Environmental Science and Technology* 31(12) 3612-3618.
- Wilson, L.R., Palmer, P.M., Belanger, E.E., Cayo, M.R., Durocher, L.A., Hwang, S.-A.A., Fitzgerald, E.F., 2011. Indoor air polychlorinated biphenyl concentrations in three communities along the Upper Hudson River, New York. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 61(3) 530-538.
- Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.

Yang, H., Zhuo, S., Xue, B., Zhang, C., Liu, W., 2012. Distribution, historical trends and inventories of polychlorinated biphenyls in sediments from Yangtze River Estuary and adjacent East China Sea. *Environmental Pollution* 169 20-26.

Zhang, X., Brown, T.N., Ansari, A., Yeun, B., Kitaoka, K., Kondo, A., Lei, Y.D., Wania, F., 2013. Effect of wind on the chemical uptake kinetics of a passive air sampler. *Environmental Science & Technology* 47(14) 7868-7875.

Zhang, X., Diamond, M.L., Robson, M., Harrad, S., 2011. Sources, emissions, and fate of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls indoors in Toronto, Canada. *Environmental Science & Technology* 45(8) 3268-3274.

Zhang, X., Hoang, M., Lei, Y.D., Wania, F., 2015. Exploring the role of the sampler housing in limiting uptake of semivolatile organic compounds in passive air samplers. *Environmental science. Processes & impacts* 17(12) 2006-2012.

9.9 Perfluorés

Barber, J.L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., Jones, K.C., 2007. Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe. *Journal of environmental monitoring: JEM* 9(6) 530-541.

Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Crozier, P.W., Diamond, M.L., Helm, P.A., Marvin, C.H., Reiner, E.J., 2009. Perfluoroalkyl contaminants in window film: indoor/outdoor, urban/rural, and winter/summer contamination and assessment of carpet as a possible source. *Environmental Science & Technology* 43(19) 7317-7323.

Goosey, E., Harrad, S., 2012. Perfluoroalkyl substances in {UK} indoor and outdoor air: Spatial and seasonal variation, and implications for human exposure. *Environment International* 45 86-90.

Harrad, S., de Wit, C.A., Abdallah, M.A.-E., Bergh, C., Bjorklund, J.A., Covaci, A., Darnerud, P.O., de Boer, J., Diamond, M., Huber, S., Leonards, P., Mandalakis, M., Ostman, C., Haug, L.S., Thomsen, C., Webster, T.F., 2010. Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? *Environmental Science & Technology* 44(9) 3221-3231.

Parker, G.B., 1986. Measured air exchange rates and indoor air quality in multifamily residences. *Energy and Buildings* 9(4) 293-303

Shinohara, N., Kai, Y., Mizukoshi, A., Fujii, M., Kumagai, K., Okuizumi, Y., Jona, M., Yanagisawa, Y., 2009. On-site passive flux sampler measurement of emission rates of carbonyls and {VOCs} from multiple indoor sources. *Building and Environment* 44(5) 859-863.

Shoeib, M., Harner, T., Ikononou, M., Kannan, K., 2004. Indoor and outdoor air concentrations and phase partitioning of perfluoroalkyl sulfonamides and polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 38(5) 1313-1320.

Shoeib, M., Harner, T., Lee, S.C., Lane, D., Zhu, J., 2008. Sorbent-impregnated polyurethane foam disk for passive air sampling of volatile fluorinated chemicals. *Analytical chemistry* 80(3) 675-682.

Shoeib, M., Harner, T., M Webster, G., Lee, S.C., 2011. Indoor sources of poly- and perfluorinated compounds (PFCS) in Vancouver, Canada: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* 45(19) 7999-8005.

Shoeib, M., Harner, T., Wilford, B.H., Jones, K.C., Zhu, J., 2005. Perfluorinated sulfonamides in indoor and outdoor air and indoor dust: occurrence, partitioning, and human exposure. *Environmental Science & Technology* 39(17) 6599-6606.

Wang, Z., Scheringer, M., MacLeod, M., Bogdal, C., Müller, C.E., Gerecke, A.C., Hungerbühler, K., 2012. Atmospheric fate of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs): II. Emission source strength in summer in Zurich, Switzerland. *Environmental Pollution* 169 204-209.

Yamada, A., Bemrah, N., Veyrand, B., Pollono, C., Merlo, M., Desvignes, V., Sirot, V., Marchand, P., Berrebi, A., Cariou, R., Antignac, J.P., Le Bizec, B., Leblanc, J.C., 2014. Dietary exposure to perfluoroalkyl acids of specific

French adult sub-populations: high seafood consumers, high freshwater fish consumers and pregnant women. *The Science of the Total Environment* 491-492 170-175.

9.10 Pesticides

Adgate, J.L., Eberly, L.E., Stroebel, C., Pellizzari, E.D., Sexton, K., 2004. Personal, indoor, and outdoor VOC exposures in a probability sample of children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14 Suppl 1 S4-S13.

Andrew Clayton, C., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Quackenboss, J.J., Adgate, J., Sexton, K., 2003. Distributions, associations, and partial aggregate exposure of pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 13(2) 100-111.

Armstrong, J.L., Yost, M.G., Fenske, R.A., 2014. Development of a passive air sampler to measure airborne organophosphorus pesticides and oxygen analogs in an agricultural community. *Chemosphere* 111 135-143.

Belpomme, D., Irigaray, P., Hardell, L., Clapp, R., Montagnier, L., Epstein, S., Sasso, A.J., 2007. The multitude and diversity of environmental carcinogens. *Environmental Research* 105(3) 414-429.

Berkowitz, G.S., Obel, J., Deych, E., Lapinski, R., Godbold, J., Liu, Z., Landrigan, P.J., Wolff, M.S., 2003. Exposure to indoor pesticides during pregnancy in a multiethnic, urban cohort. *Environmental Health Perspectives* 111(1) 79-84.

Boffetta, P., 2006. Human cancer from environmental pollutants: the epidemiological evidence. *Mutation Research* 608(2) 157-162.

Bradman, A., Whitaker, D., Quiros, L., Castorina, R., Claus Henn, B., Nishioka, M., Morgan, J., Barr, D.B., Harnly, M., Brisbin, J.A., Sheldon, L.S., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2007. Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 17(4) 331-349.

Buck, R.J., Ozkaynak, H., Xue, J., Zartarian, V.G., Hammerstrom, K., 2001. Modeled estimates of chlorpyrifos exposure and dose for the Minnesota and Arizona NHEXAS populations. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(3) 253-268.

Butler Ellis, M.C., Webb, D.A., Western, N.M., 2004. The effect of different spray liquids on the foliar retention of agricultural sprays by wheat plants in a canopy. *Pest management science* 60(8) 786-794.

Charlestra, L., Amirbahman, A., Courtemanch, D.L., Alvarez, D.A., Patterson, H., 2012. Estimating pesticide sampling rates by the polar organic chemical integrative sampler (POCIS) in the presence of natural organic matter and varying hydrodynamic conditions. *Environmental Pollution* 169 98-104.

Ciganeck, M., Raszyk, J., Kohoutek, J., Ansorgová, A., Salava, J., Palác, J., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs, nitro-PAHs, oxy-PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organic chlorinated pesticides (OCPs) in the indoor and outdoor air of pig and cattle houses. *Veterinarni Medicina* 45(8) 217-226.

Decker, P., Cohen, B., Butala, J.H., Gordon, T., 2002. Exposure to wood dust and heavy metals in workers using CCA pressure-treated wood. *AIHA journal : a journal for the science of occupational and environmental health and safety* 63(2) 166-171.

Feron, V.J., Cassee, F.R., Groten, J.P., 1998. Toxicology of chemical mixtures: international perspective. *Environmental Health Perspectives* 106 Suppl 1281-1289.

Gallart-Mateu, D., Armenta, S., de la Guardia, M., 2016. Indoor and outdoor determination of pesticides in air by ion mobility spectrometry. *Talanta* 161 632-639.

Gibbs, J.L., Yost, M.G., Negrete, M., Fenske, R.A., 2017. Passive Sampling for Indoor and Outdoor Exposures to Chlorpyrifos, Azinphos-Methyl, and Oxygen Analogs in a Rural Agricultural Community. *Environmental Health Perspectives* 125(3) 333-341.

Gordon, S.M., Callahan, P.J., Nishioka, M.G., Brinkman, M.C., O'Rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Moschandreas, D.J., 1999. Residential environmental measurements in the national human exposure assessment survey

(NHEXAS) pilot study in Arizona: preliminary results for pesticides and VOCs. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 456-470.

Ilacqua, V., Hanninen, O., Kuenzli, N., Jantunen, M.F., 2007. Intake fraction distributions for indoor VOC sources in five European cities. *Indoor Air* 17(5) 372-383.

Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: an overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy = Biomedecine & Pharmacotherapie* 61(10) 640-658.

Irigaray, P., Newby, J.A., Clapp, R., Hardell, L., Howard, V., Montagnier, L., Epstein, S., Belpomme, D., 2007. Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 61(10) 640-658.

Jedrychowski, W., Maugeri, U., Bianchi, I., 1997. Environmental pollution in central and eastern European countries: a basis for cancer epidemiology. *Reviews on environmental health* 12(1) 1-23.

Jiang, W., Conkle, J.L., Luo, Y., Li, J., Xu, K., Gan, J., 2016. Occurrence, Distribution, and Accumulation of Pesticides in Exterior Residential Areas. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12592-12601.

Kasozzi, G.N., Nkedi-Kizza, P., Li, Y., Zimmerman, A.R., 2012. Sorption of atrazine and ametryn by carbonatic and non-carbonatic soils of varied origin. *Environmental Pollution* 169 12-19.

Kavvalakis, M.P., Tsatsakis, A.M., 2012. The atlas of dialkylphosphates; assessment of cumulative human organophosphorus pesticides' exposure. *Forensic science international* 218(1-3) 111-122.

Kawahara, J., Horikoshi, R., Yamaguchi, T., Kumagai, K., Yanagisawa, Y., 2005. Air pollution and young children's inhalation exposure to organophosphorus pesticide in an agricultural community in Japan. *Environment International* 31(8) 1123-1132.

Krewski, D., Turner, M.C., Boom, N., Momoli, F., 2008. Environmental Health: Overview, In: Heggenhougen, H.K. (Ed.). Academic Press: Oxford, pp. 361-373.

Lewis, R.G., Bond, A.E., Johnson, D.E., Hsu, J.P., 1988. Measurement of atmospheric concentrations of common household pesticides: A pilot study. *Environmental Monitoring and Assessment* 10(1) 59-73.

Lewis, R.G., Fortune, C.R., Blanchard, F.T., Camann, D.E., 2001. Movement and deposition of two organophosphorus pesticides within a residence after interior and exterior applications. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995) 51(3) 339-351.

Liu, Q.-T., Chen, R., McCarry, B.E., Diamond, M.L., Bahavar, B., 2003. Characterization of polar organic compounds in the organic film on indoor and outdoor glass windows. *Environmental Science & Technology* 37(11) 2340-2349.

Matoba, Y., Takimoto, Y., Kato, T., 1998. Indoor behavior and risk assessment following space spraying of d-tetramethrin and d-resmethrin. *American Industrial Hygiene Association journal* 59(3) 181-190.

Morgan, M.K., Sheldon, L.S., Croghan, C.W., Jones, P.A., Robertson, G.L., Chuang, J.C., Wilson, N.K., Lyu, C.W., 2005. Exposures of preschool children to chlorpyrifos and its degradation product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in their everyday environments. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(4) 297-309.

Offenberg, J.H., Eisenreich, S.J., Gigliotti, C.L., Chen, L.C., Xiong, J.Q., Quan, C., Lou, X., Zhong, M., Gorczynski, J., Yiin, L.-M., Ilacqua, V., Lioy, P.J., 2004. Persistent organic pollutants in dusts that settled indoors in lower Manhattan after September 11, 2001. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14(2) 164-172.

Ozkaynak, H., Whyatt, R.M., Needham, L.L., Akland, G., Quackenboss, J., 2005. Exposure assessment implications for the design and implementation of the National Children's Study. *Environmental Health Perspectives* 113(8) 1108-1115.

Ozkaynak, H., Whyatt, R.M., Needham, L.L., Akland, G., Quackenboss, J., Özkaynak, H., 2005. Exposure assessment implications for the design and implementation of the National Children's Study. *Environmental Health Perspectives* 113(8) 1108-1115.

Quackenboss, J.J., Pellizzari, E.D., Shubat, P., Whitmore, R.W., Adgate, J.L., Thomas, K.W., Freeman, N.C., Stroebel, C., Lioy, P.J., Clayton, A.C., Sexton, K., 2000. Design strategy for assessing multi-pathway exposure for

children: the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 10(2) 145-158.

Raepel, C., Fabritius, M., Nief, M., Appenzeller, B.M.R., Briand, O., Tuduri, L., Millet, M., 2015. Analysis of airborne pesticides from different chemical classes adsorbed on Radiello® Tenax® passive tubes by thermal-desorption-GC/MS. *Environmental Science and Pollution Research International* 22(4) 2726-2734.

Robertson, G.L., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Moschandreas, D., 1999. The National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) study in Arizona--introduction and preliminary results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9(5) 427-434.

Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.

Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.

Salem, T., Bartsch, P., 2001. [Environmental illnesses, illnesses of the 21st century. Respiratory tract pathology and indoor air pollution]. *Revue Medicale De Liege* 56(7) 497-505.

Trunnelle, K.J., Bennett, D.H., Tancredi, D.J., Gee, S.J., Stoecklin-Marois, M.T., Hennessy-Burt, T.E., Hammock, B.D., Schenker, M.B., 2013. Pyrethroids in house dust from the homes of farm worker families in the MICASA study. *Environment International* 61 57-63.

Tulve, N.S., Eggehy, P.P., Fortmann, R.C., Whitaker, D.A., Nishioka, M.G., Naeher, L.P., Hilliard, A., 2008. Multimedia measurements and activity patterns in an observational pilot study of nine young children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 18(1) 31-44.

Van Cuyk, S., Deshpande, A., Hollander, A., Franco, D.O., Teclemariam, N.P., Layshock, J.A., Ticknor, L.O., Brown, M.J., Omberg, K.M., 2012. Transport of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* from an outdoor release into buildings: pathways of infiltration and a rapid method to identify contaminated buildings. *Biosecurity and bioterrorism : biodefense strategy, practice, and science* 10(2) 215-227.

Wallace, L., 1993. A decade of studies of human exposure: what have we learned? *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis* 13(2) 135-139.

Wallace, L.A., 1991. Comparison of risks from outdoor and indoor exposure to toxic chemicals. *Environmental Health Perspectives* 95 7-13.

Weppner, S., Elgethun, K., Lu, C., Hebert, V., Yost, M.G., Fenske, R.A., 2006. The Washington aerial spray drift study: children's exposure to methamidophos in an agricultural community following fixed-wing aircraft applications. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 16(5) 387-396.

Whitemore, R.W., Immerman, F.W., Camann, D.E., Bond, A.E., Lewis, R.G., Schaum, J.L., 1994. Non-occupational exposures to pesticides for residents of two U.S. cities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26(1) 47-59.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Morgan, M.K., Lordo, R.A., Sheldon, L.S., 2007. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Environmental Research* 103(1) 9-20.

9.11 Phthalates

Cecchi, T., 2014. Identification of representative pollutants in multiple locations of an Italian school using solid phase micro extraction technique. *Building and Environment* 82 655-665.

Gaspar, F.W., Castorina, R., Maddalena, R.L., Nishioka, M.G., McKone, T.E., Bradman, A., 2014. Phthalate exposure and risk assessment in California child care facilities. *Environmental Science & Technology* 48(13) 7593-7601.

Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.

Lazarov, B., Swinnen, R., Spruyt, M., Goelen, E., Stranger, M., Desmet, G., Wauters, E., 2013. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 79 780-786.

Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C., Chevreuil, M., 2016. Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment* 147 423-433.

Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.

Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.

Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.

Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.

Stabile, L., Cauda, E., Marini, S., Buonanno, G., 2014. Metrological assessment of a portable analyzer for monitoring the particle size distribution of ultrafine particles. *The Annals of Occupational Hygiene* 58(7) 860-876.

Wilson, N.K., Chuang, J.C., Lyu, C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11(6) 449-458.

9.12 Pyrethroïdes

Berkowitz, G.S., Obel, J., Deych, E., Lapinski, R., Godbold, J., Liu, Z., Landrigan, P.J., Wolff, M.S., 2003. Exposure to indoor pesticides during pregnancy in a multiethnic, urban cohort. *Environmental Health Perspectives* 111(1) 79-84.

Bradman, A., Whitaker, D., Quiros, L., Castorina, R., Claus Henn, B., Nishioka, M., Morgan, J., Barr, D.B., Harnly, M., Brisbin, J.A., Sheldon, L.S., McKone, T.E., Eskenazi, B., 2007. Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 17(4) 331-349.

Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *The Science of the Total Environment* 404(1) 26-35.

Jiang, W., Conkle, J.L., Luo, Y., Li, J., Xu, K., Gan, J., 2016. Occurrence, Distribution, and Accumulation of Pesticides in Exterior Residential Areas. *Environmental Science & Technology* 50(23) 12592-12601.

Katsuda, Y., Hirobe, H., Minamite, Y., 1983. New applications of pyrethroid insecticides, In: Takahashi, N., Yoshioka, H., Misato, T., Matsunaka, S. (Eds.). Pergamon, pp. 223-229.

Krieger, R.I., Dinoff, T.M., Zhang, X., 2003. Octachlorodipropyl ether (s-2) mosquito coils are inadequately studied for residential use in Asia and illegal in the United States. *Environmental Health Perspectives* 111(12) 1439-1442.

Morgan, M.K., Sheldon, L.S., Croghan, C.W., Jones, P.A., Chuang, J.C., Wilson, N.K., 2007. An observational study of 127 preschool children at their homes and daycare centers in Ohio: environmental pathways to cis- and trans-permethrin exposure. *Environmental Research* 104(2) 266-274.

Raeppe, C., Fabritius, M., Nief, M., Appenzeller, B.M.R., Briand, O., Tuduri, L., Millet, M., 2015. Analysis of airborne pesticides from different chemical classes adsorbed on Radiello® Tenax® passive tubes by thermal-desorption-GC/MS. *Environmental Science and Pollution Research International* 22(4) 2726-2734.

Trunnelle, K.J., Bennett, D.H., Tancredi, D.J., Gee, S.J., Stoecklin-Marois, M.T., Hennessy-Burt, T.E., Hammock, B.D., Schenker, M.B., 2013. Pyrethroids in house dust from the homes of farm worker families in the MICASA study. *Environment International* 61 57-63.

Tulve, N.S., Eggehy, P.P., Fortmann, R.C., Whitaker, D.A., Nishioka, M.G., Naeher, L.P., Hilliard, A., 2008. Multimedia measurements and activity patterns in an observational pilot study of nine young children. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 18(1) 31-44.

9.13 Retardateurs de flammes

Anderson, H.A., Imm, P., Knobeloch, L., Turyk, M., Mathew, J., Buelow, C., Persky, V., 2008. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in serum: findings from a US cohort of consumers of sport-caught fish. *Chemosphere* 73(2) 187-194.

Batterman, S., Chen, T.-C., Chernyak, S., Godwin, C., 2009. Design and performance evaluation of a medium flow sampler for airborne brominated flame retardants (BFRs). *Journal of environmental monitoring : JEM* 11(4) 858-866.

Deng, W.J., Zheng, H.L., Tsui, A.K.Y., Chen, X.W., 2016. Measurement and health risk assessment of PM_{2.5}, flame retardants, carbonyls and black carbon in indoor and outdoor air in kindergartens in Hong Kong. *Environment International* 96 65-74.

Goralczyk, K., Strucinski, P., Hernik, A., Czaja, K., Korcz, W., Minorczyk, M., Ludwicki, J.K., 2012. [Indoor dust as a pathway of human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)]. *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny* 63(1) 1-8.

Law, R.J., Herzke, D., Harrad, S., Morris, S., Bersuder, P., Allchin, C.R., 2008. Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere* 73(2) 223-241.

Majestic, B.J., Turner, J.A., Marcotte, A.R., 2012. Respirable antimony and other trace-elements inside and outside an elementary school in Flagstaff, AZ, USA. *The Science of the Total Environment* 435-436 253-261.

Melymuk, L., Bohlin-Nizzetto, P., Kukučka, P., Vojta, Š., Kalina, J., Čupr, P., Klánová, J., 2016. Seasonality and indoor/outdoor relationships of flame retardants and PCBs in residential air. *Environmental Pollution* 218 392-401.

Moreau-Guigon, E., Chevreuil, M., 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 75(1) 74-81.

Rauert, C., Harner, T., Schuster, J.K., Quinto, K., Fillmann, G., Castillo, L.E., Fentanes, O., Ibarra, M.V., Miglioranza, K.S.B., Rivadeneira, I.M., Pozo, K., Puerta, A.P., Zuluaga, B.H.A., 2016. Towards a regional passive air sampling network and strategy for new POPs in the GRULAC region: Perspectives from the GAPS Network and first results for organophosphorus flame retardants. *The Science of the Total Environment* 573 1294-1302.

Roosens, L., Cornelis, C., D'Hollander, W., Bervoets, L., Reynders, H., Van Campenhout, K., Van Den Heuvel, R., Neels, H., Covaci, A., 2010. Exposure of the Flemish population to brominated flame retardants: model and risk assessment. *Environment International* 36(4) 368-376.

Rudel, R.A., Dodson, R.E., Perovich, L.J., Morello-Frosch, R., Camann, D.E., Zuniga, M.M., Yau, A.Y., Just, A.C., Brody, J.G., 2010. Semivolatile endocrine-disrupting compounds in paired indoor and outdoor air in two northern California communities. *Environmental Science & Technology* 44(17) 6583-6590.

Rudel, R.A., Perovich, L.J., 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 43(1) 170-181.

Saini, A., Thaysen, C., Jantunen, L., McQueen, R.H., Diamond, M.L., 2016. From Clothing to Laundry Water: Investigating the Fate of Phthalates, Brominated Flame Retardants, and Organophosphate Esters. *Environmental Science & Technology* 50(17) 9289-9297.

Saito, I., Onuki, A., Seto, H., 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air* 17(1) 28-36.

Shoeib, M., Harner, T., Webster, G.M., Sverko, E., Cheng, Y., 2012. Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environmental Pollution* 169 175-182.

Takigami, H., Suzuki, G., Hirai, Y., Sakai, S.-i., 2009. Brominated flame retardants and other polyhalogenated compounds in indoor air and dust from two houses in Japan. *Chemosphere* 76(2) 270-277.

Wilford, B.H., Harner, T., Zhu, J., Shoeib, M., Jones, K.C., 2004. Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. *Environmental Science & Technology* 38(20) 5312-5318.

Zhou, L., Hiltcher, M., Gruber, D., Püttmann, W., 2017. Organophosphate flame retardants (OPFRs) in indoor and outdoor air in the Rhine/Main area, Germany: comparison of concentrations and distribution profiles in different microenvironments. *Environmental Science and Pollution Research* 24(12) 10992-11005.

Ziemba, C., Yang, W., Peccia, J., 2013. Modeling human off-site aerosol exposures to polybrominated flame retardants emitted during the land application of sewage sludge. *Environment International* 60 232-241.

FIN DE RAPPORT

10 Annexes

10.1 Annexe 1 : Analyse statistique des données disponibles par polluant exprimées en valeur médiane

10.1.1 Benzène

Tableau 68 : Distribution des valeurs médianes (P50) des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	29	0.29	9.90	0.80	1.79	2.08
P50 concentration intérieure	31	0.70	9.20	1.95	2.35	1.65
P50 facteur d'infiltration F				Pas de données		
P50 ratio int/ext	37	0.90	7.70	1.36	1.59	1.11

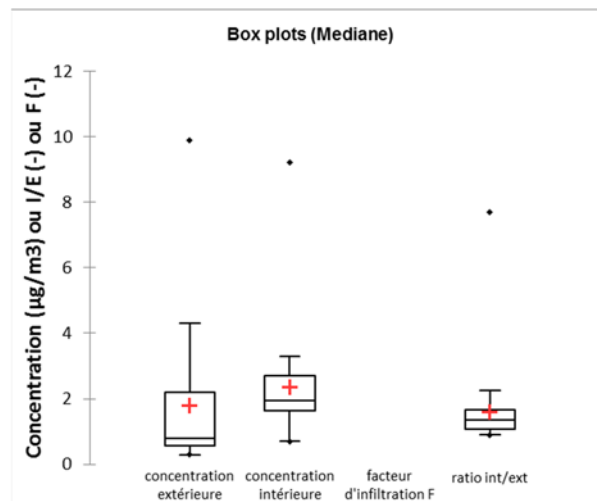


Figure 68 : Box plots des données médianes de concentration intérieures et extérieures, de ratios int/ext et de facteur d'infiltration pour le benzène (39 études internationales, logements, par occurrence).

Tableau 69 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	12	0.50	3.00	0.63	1.09	0.77
P50 concentration intérieure	13	0.70	3.00	2.00	1.98	0.52
P50 ratio int/ext	10	1.20	2.25	1.69	1.69	0.41

Tableau 70 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	16	0.60	2.10	1.55	1.46	0.38
P50 concentration intérieure	19	1.10	2.90	1.90	1.88	0.49
P50 ratio int/ext	11	0.98	1.46	1.20	1.22	0.16

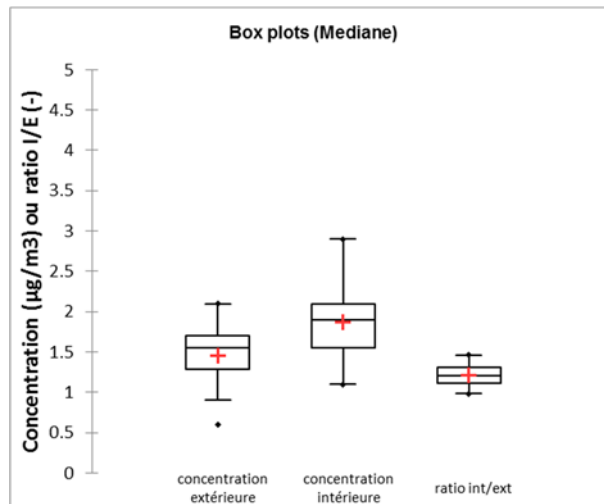


Figure 69 : Box plots des données médianes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène (23 études internationales, écoles, par occurrence).

Tableau 71 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	15	0.60	2.10	1.60	1.47	0.40
P50 concentration intérieure	17	1.10	2.90	1.80	1.83	0.48
P50 ratio int/ext	10	0.98	1.46	1.19	1.22	0.17

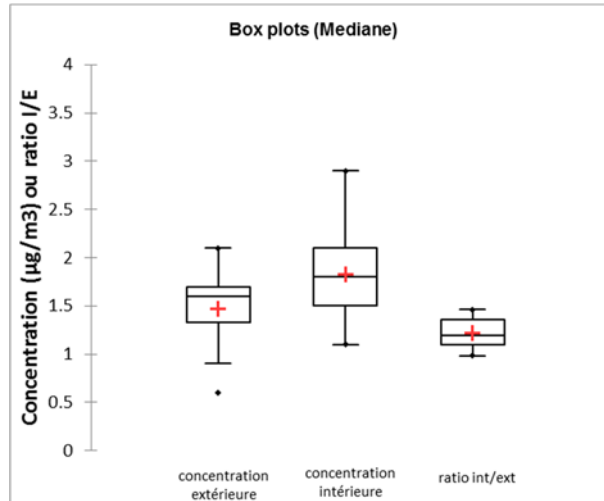


Figure 70 : Box plots des données médianes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène (11 études en France, écoles, par occurrence).

Tableau 72 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	5	0.40	2.00	0.90	1.01	0.59
P50 concentration intérieure	5	0.46	1.80	0.87	0.98	0.49
P50 ratio int/ext		<i>Pas de données</i>				

Tableau 73 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence dans les autres bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	2	2.00	2.10	2.05	2.05	0.07
P50 concentration intérieure	1	6.80	6.80	6.80	6.80	
P50 ratio int/ext		<i>Pas de données</i>				

10.1.2 CO

Tableau 74 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les écoles.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	1	4.40	4.40	4.40	4.40	
P50 concentration intérieure	1	3.60	3.60	3.60	3.60	
P50 ratio int/ext	7	0.57	0.91	0.81	0.79	0.11

Tableau 75 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les bureaux.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	2	0.50	3.30	1.90	1.90	1.98
P50 concentration intérieure	2	0.00	3.10	1.55	1.55	2.19
P50 ratio int/ext	1	0.90	0.90	0.90	0.90	

Tableau 76 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de CO (en ppm), des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les autres bâtiments.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	1	0.80	0.80	0.80	0.80	
P50 concentration intérieure	1	0.90	0.90	0.90	0.90	
P50 ratio int/ext	1	1.40	1.40	1.40	1.40	

10.1.3 SO2

Tableau 77 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de SO2 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les logements.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	5	8.27	23	14	16	6.82
P50 concentration intérieure	6	0.53	3.73	0.67	1.16	1.27
P50 ratio int/ext	2	0.05	0.39	0.22	0.22	0.24

10.1.4 NO2

Tableau 78 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les logements.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	37	9.60	109	27	28.9	17.7
P50 concentration intérieure	48	8.60	55.4	22.6	23.1	9.7
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	18	0.40	1.70	0.90	0.95	0.35

Tableau 79 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	14	14.0	109	32.8	36.2	22.5
P50 concentration intérieure	17	11.0	32.0	25.8	22.6	6.97
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	6	0.40	1.05	0.86	0.83	0.23

Tableau 80 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les écoles.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	6	12.4	53.0	24.2	28.7	16.1
P50 concentration intérieure	6	10.5	39.0	17.9	21.6	10.7
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	4	0.66	1.03	0.89	0.87	0.17

Tableau 81 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence dans les écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	3	23.3	53.0	25.1	33.8	16.7
P50 concentration intérieure	3	17.8	39.0	18.0	24.9	12.2
P50 ratio int/ext	2	0.66	0.80	0.73	0.73	0.10

Tableau 82 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les bureaux.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	1	58.9	58.9	58.9	58.9	
P50 concentration intérieure	1	44.0	44.0	44.0	44.0	
P50 ratio int/ext		Pas de données				

Tableau 83 : Distribution des valeurs médianes des concentrations intérieures et extérieures de NO2 (en µg/m3), des facteurs d'infiltration et des ratios int/ext par occurrence au niveau international dans les autres bâtiments.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	5	9.70	18.5	12.8	13.8	3.34
P50 concentration intérieure	5	8.50	14.0	10.0	11.0	2.32
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	9	0.44	0.99	0.90	0.85	0.17

10.1.5 Ozone

Tableau 84 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	13	31.6	99.6	56.0	56.7	18.3
P50 concentration intérieure	13	1.20	32.7	8.70	11.7	10.5
P50 ratio int/ext	8	0.19	0.34	0.34	0.30	0.07

Tableau 85 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	5	45.0	69.6	56.0	56.6	9.87
P50 concentration intérieure	5	4.00	32.7	16.9	17.7	13.0

Tableau 86 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	1	31.0	31.0	31.0	31.0	
P50 concentration intérieure	1	3.90	3.90	3.90	3.90	
P50 facteur d'infiltration						
P50 ratio int/ext	1	0.10	0.10	0.10	0.10	

Tableau 87 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext de l'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	3	30.0	78.9	45.0	51.3	25.1
P50 concentration intérieure	3	3.00	33.5	6.50	14.3	16.7
P50 ratio int/ext		Pas de données				

10.1.6 PM10

Tableau 88 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM₁₀) (en µg/m³) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	7	17.1	58.0	21.4	26.4	14.6
P50 concentration intérieure	7	13.6	63.2	26.8	31.4	16.8
P50 facteur d'infiltration	4	0.26	0.44	0.37	0.36	0.08
P50 facteur de pénétration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	7	0.29	3.30	0.95	1.32	1.01

Tableau 89 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM₁₀) (en µg/m³) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	2	74.0	107	90.5	90.5	23.3
P50 concentration intérieure	5	60.0	118	91.5	87.5	24.8
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext		Pas de données				

Tableau 90 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM₁₀) (en µg/m³) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	3	13.0	16.2	15.9	15.0	1.77
P50 concentration intérieure	3	9.10	9.40	9.30	9.27	0.15
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 facteur de pénétration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	3	0.56	0.79	0.68	0.68	0.12

10.1.7 PM2.5

Tableau 91 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les logements au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	36	4.30	32.0	12.0	13.4	5.49
P50 concentration intérieure	38	3.10	48.3	14.2	15.2	8.46
P50 facteur d'infiltration	33	0.28	0.83	0.61	0.60	0.17
P50 facteur de pénétration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	12	0.50	3.53	1.20	1.34	0.76

Tableau 92 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les logements en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	8	11.1	25.7	12.2	14.5	5.09
P50 concentration intérieure	10	12.4	48.3	19.3	21.3	10.1
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	7	0.50	3.53	1.40	1.58	0.94

Tableau 93 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les écoles au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	5	6.10	96.0	10.0	38.9	42.8
P50 concentration intérieure	6	3.80	81.0	12.2	28.8	32.6
P50 facteur d'infiltration	6	0.36	0.90	0.59	0.61	0.18
P50 ratio int/ext	2	0.89	0.97	0.93	0.93	0.06

Tableau 94 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	3	7.70	13.2	10.7	10.5	2.75
P50 concentration intérieure	6	5.10	26.1	12.3	14.7	9.57
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 facteur de pénétration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	3	0.50	0.67	0.60	0.59	0.09

Tableau 95 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les bureaux en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	4	7.70	15.4	12.0	11.8	3.31
P50 concentration intérieure	5	5.10	26.1	9.10	14.5	10.7
P50 ratio int/ext	3	0.50	0.67	0.60	0.59	0.09

Tableau 96 : Distribution des valeurs médianes des paramètres de transfert int/ext des particules (PM_{2.5}) (en µg/m³) par occurrence dans les autres bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 concentration extérieure	10	7.70	32.0	9.0	11.1	7.39
P50 concentration intérieure	10	6.10	15.0	7.6	8.21	2.50
P50 facteur d'infiltration		Pas de données				
P50 ratio int/ext	18	0.20	2.60	0.95	1.09	0.56

10.1.8 Benzo(a)pyrène

Tableau 97 : Niveaux de concentrations médians de benzo(a)pyrène (ng/m³) observés à l'intérieur et à l'extérieur

Extérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 air	15	0.03	1.20	0.19	0.36	0.36
P50 particulaire	1			0.10		-
Intérieur	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 air	16	0.02	1.30	0.17	0.35	0.39
P50 particulaire	12	0.05	0.62	0.17	0.19	0.15

10.1.9 Moisissures

Tableau 98 : Distribution des ratios int/ext médians des concentrations de spores de moisissures dans l'air

Spores/m ³	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 Total spores	13	0.01	0.85	0.35	0.37	0.29
P50 <i>Aspergillus/Penicillium</i>	6	0.30	5.00	0.51	1.25	1.84
P50 <i>Cladosporium</i>	6	0.20	0.62	0.25	0.32	0.17
P50 Ascospores	5	0.30	0.70	0.34	0.43	0.16
P50 Basidiospores	5	0.00	0.30	0.22	0.20	0.12

Tableau 99 : Distribution des ratios int/ext médians des concentrations de spores de moisissures viables dans l'air

Spores viables (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
P50 Total viable	6	0.16	1.71	0.48	0.63	0.55
P50 <i>Aspergillus</i>	1			0.24		-
P50 <i>Cladosporium</i>	1			0.17		-
P50 <i>Penicillium</i>	1			1.09		-

Tableau 100 : Concentrations intérieures et extérieures médianes de spores de moisissures observées dans 30 études internationales

Extérieur (spores/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type		
P50 Total spores	15	45	6630	880	1961	2109		
P50 <i>Alternaria</i>	3	7.0	7.0	7.0	7.0	0		
P50 <i>Ascospores</i>	6	32	323	204	186	105		
P50 <i>Aspergillus/Penicillium</i>	8	17	9965	167	1402	3465		
P50 Basidiospores	6	8.0	2055	554	763	834		
P50 <i>Cladosporium</i>	8	24	2597	458	701	852		
Intérieur (spores/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	I/E (P50)	I/E
P50 Total spores	15	17	627	120	206	198	0.14	0.11
P50 <i>Alternaria</i>	3	2.0	3.0	3.0	2.7	0.6	0.43	0.38
P50 <i>Ascospores</i>	6	16	57	30	32	16	0.14	0.17
P50 <i>Aspergillus/Penicillium</i>	8	12	43621	41	5509	15400	0.25	3.93
P50 Basidiospores	6	8.0	225	71	89	86	0.13	0.12
P50 <i>Cladosporium</i>	8	8.0	1748	52	255	604	0.11	0.36

Tableau 101 : Concentrations intérieures et extérieures médianes de spores de moisissures viables dans 30 études internationales

Extérieur (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type		
P50 Total viable	12	17	2461	237	439	657		
P50 <i>Cladosporium</i>	2	161	484	323	323	228		
Intérieur (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type	I/E (P50)	I/E
P50 Total viable	23	6.0	505	160	187	143	0,68	0,43
P50 <i>Cladosporium</i>	4	0	100	43	47	41	0,13	0,14
P50 <i>Penicillium</i>	3	0	33	24	19	17		

Tableau 102 : Concentrations intérieures et extérieures médianes des spores viables totales dans les 11 études menées en France

France (UFC/m ³)	N	Min	Max	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	5	92	1200	150	408	469
Moy concentration intérieure	12	3.90	11 x 10 ⁶	2035	1 x 10 ⁶	3 x 10 ⁶
Moy ratio int/ext	11	0.18	215	7.48	44	69

10.2 Annexe 2 : Exemple d'application de la pondération des occurrences par nombre de bâtiments appliquée aux données de transfert int/ext du benzène

Tableau 103 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence et pondéré par le nombre de logements au niveau international

Statistique	N pondéré	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	3891	0.34	20.70	1.27	2.59	3.19
Moy concentration intérieure	6010	0.20	64.00	2.60	3.22	3.32
Moy facteur d'infiltration F	41	0.86	0.86	0.86	0.86	
Moyenne ratio int/ext	3939	0.35	3.80	3.47	3.02	0.93
P50 concentration extérieure	3617	0.29	9.90	0.60	1.02	1.37
P50 concentration intérieure	8046	0.70	9.20	0.93	1.46	0.77
P50 facteur d'infiltration F				Pas de données		
P50 ratio int/ext	4205	0.90	7.70	1.70	1.85	0.85

La pondération par le nombre de logements entraîne une baisse significative des niveaux de concentrations intérieures et extérieures moyennes et médianes et une augmentation nette des ratios int/ext par rapport aux données sans pondération. Les valeurs moyennes sont en particulier nettement plus élevées.

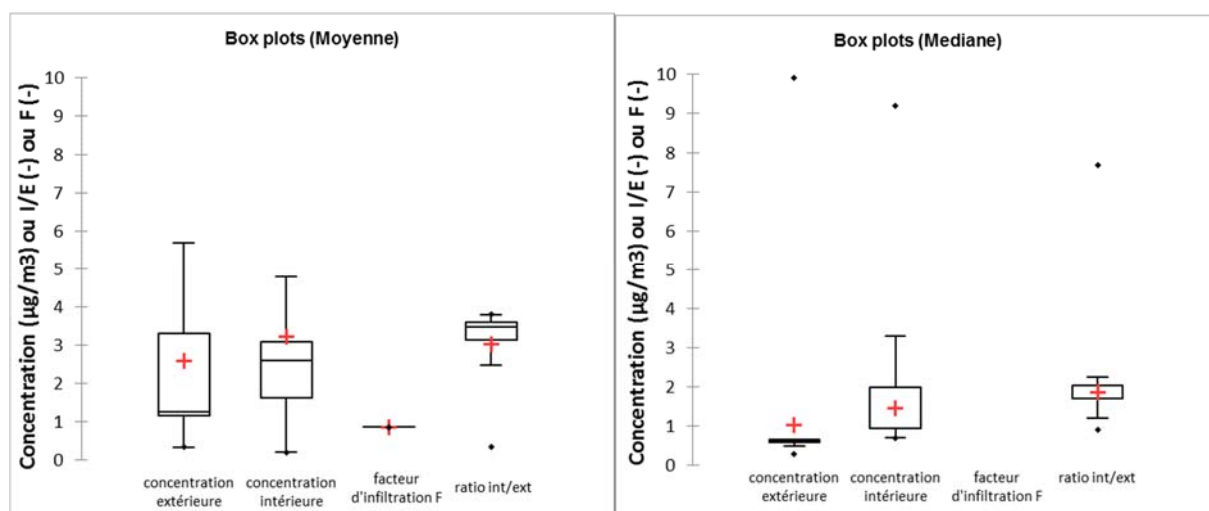


Figure 71 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieures et extérieures, de ratios int/ext et de facteur d'infiltration pour le benzène (39 études internationales, pondération par N logements).

Tableau 104 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence et pondérées par le nombre de logements en France.

Statistique	N pondéré	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	2688	0.70	5.70	1.27	1.63	1.12
Moy concentration intérieure	2838	1.00	10.80	2.70	3.14	1.57
Moyenne ratio int/ext	1547	0.90	3.68	3.40	3.22	0.53
P50 concentration extérieure	2893	0.50	3.00	0.60	0.74	0.38
P50 concentration intérieure	3043	0.70	3.00	2.00	2.02	0.31
P50 ratio int/ext	2133	1.20	2.25	2.04	1.87	0.31

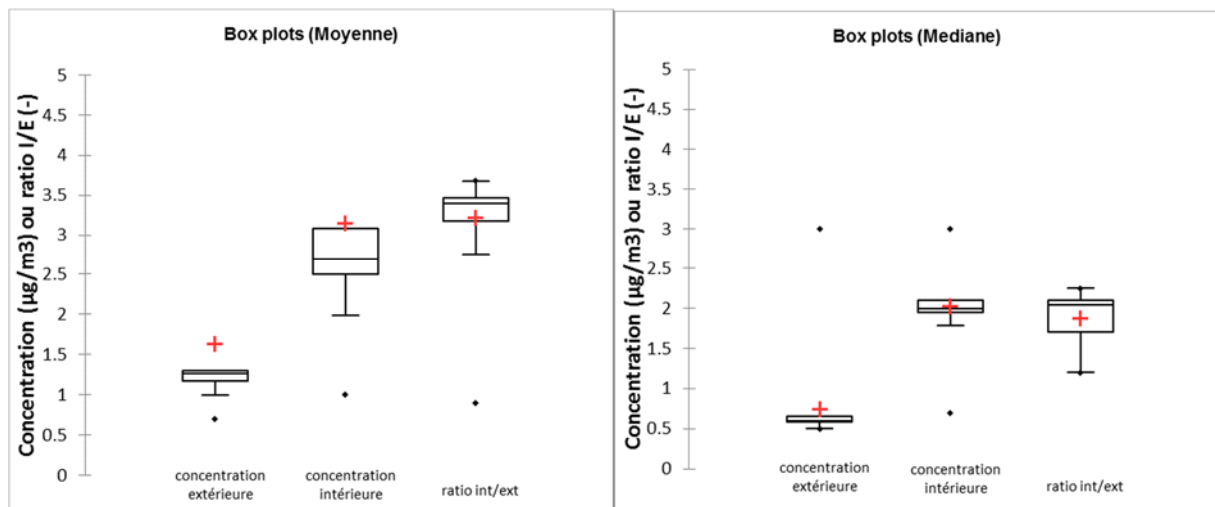


Figure 72 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieures et extérieures, de ratios int/ext et de facteur d'infiltration pour le benzène (10 études en France, pondération par N logements).

Tableau 105 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence et pondérées par le nombre d'écoles au niveau international.

Statistique	N pondéré	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	862	0.06	7.60	1.76	1.77	0.57
Moy concentration intérieure	1049	0.09	18.57	2.68	2.72	1.28
Moyenne ratio int/ext	855	0.10	13.40	1.50	1.72	0.66
P50 concentration extérieure	728	0.60	2.10	1.60	1.59	0.26
P50 concentration intérieure	963	1.10	2.90	2.10	2.18	0.46
P50 ratio int/ext	784	0.98	1.46	1.20	1.28	0.13

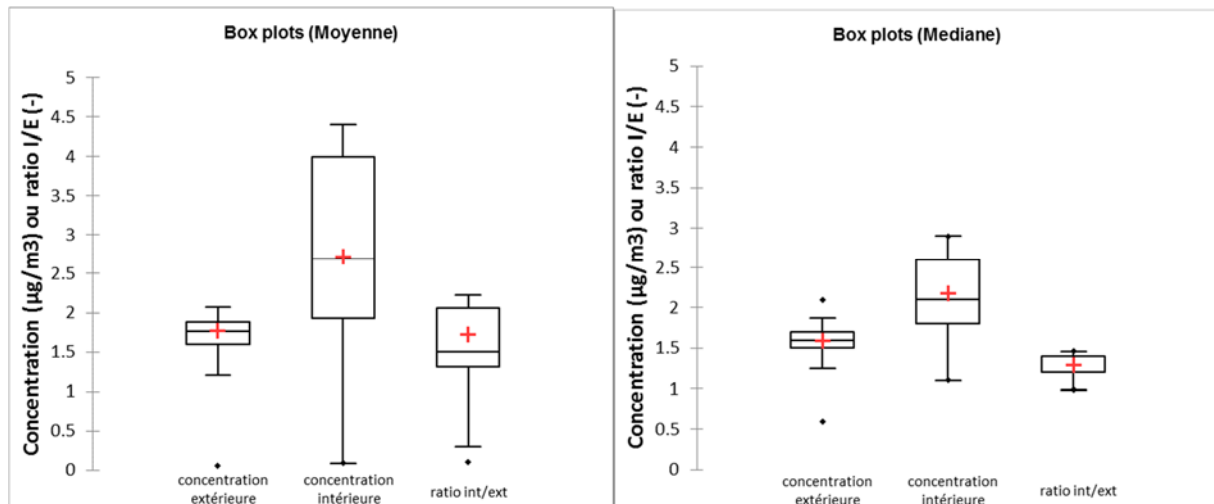


Figure 73 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieure et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène (23 études internationales, pondération par N bâtiments scolaires).

Tableau 106 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures (en µg/m³), des ratios int/ext par occurrence et pondérées par le nombre d'écoles en France.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	670	0.94	7.60	1.75	1.75	0.33
Moy concentration intérieure	667	1.08	18.57	2.10	2.36	0.90
Moyenne ratio int/ext	650	1.00	2.23	1.98	1.78	0.43
P50 concentration extérieure	722	0.60	2.10	1.60	1.59	0.26
P50 concentration intérieure	775	1.10	2.90	1.90	2.09	0.46
P50 ratio int/ext	602	0.98	1.46	1.23	1.31	0.13

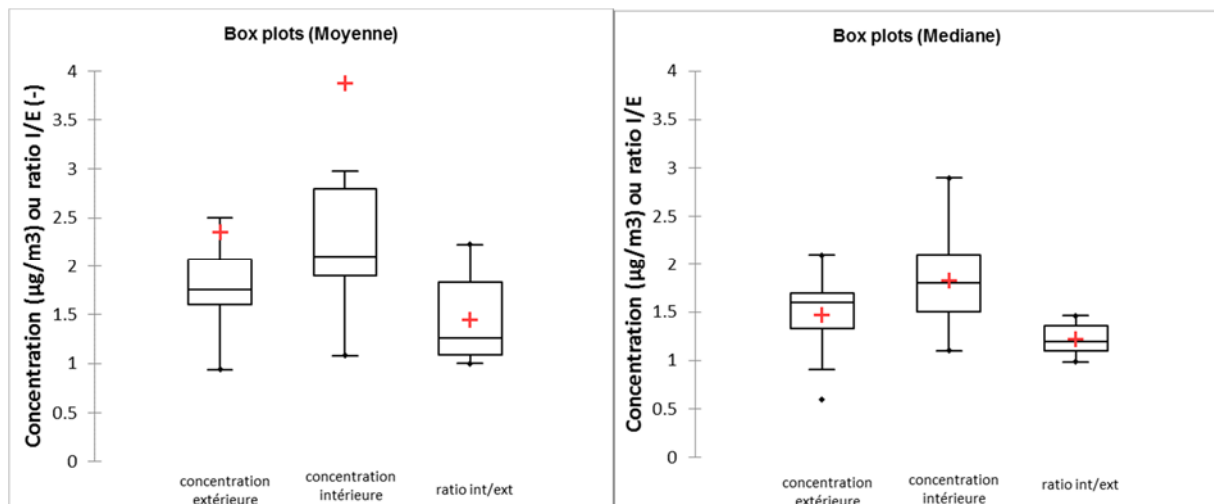


Figure 74 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieure et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène (11 études en France, pondération par N bâtiments scolaires).

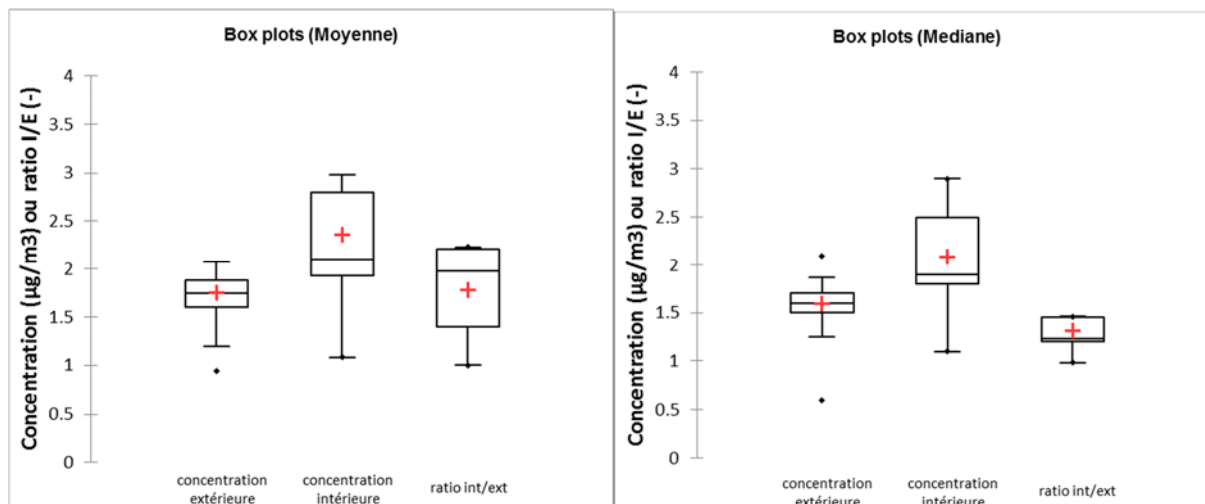


Figure 75 : Box plots des données moyennes et médianes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène (11 études en France, pondération par N bâtiments scolaires).

Tableau 107 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence et pondérées par le nombre de bureaux au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	35	0.39	3.00	0.81	0.85	0.71
Moy concentration intérieure	63	0.57	9.50	1.10	4.87	4.57
Moyenne ratio int/ext	16	0.70	3.80	1.70	2.03	0.93
P50 concentration extérieure	93	0.40	2.00	0.90	1.19	0.68
P50 concentration intérieure	93	0.46	1.80	0.90	1.14	0.56
P50 ratio int/ext	<i>Pas de données</i>					

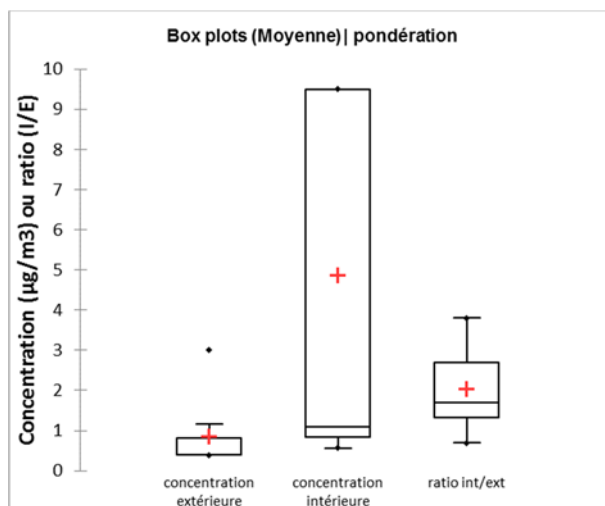


Figure 76 : Box plots des données moyennes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène dans les bureaux avec pondération selon le nombre de bâtiments.

Tableau 108 : Distribution des valeurs moyennes et médianes des concentrations intérieures et extérieures de benzène (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), des ratios int/ext par occurrence et pondérées par le nombre de bâtiments au niveau international.

Statistique	N	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart-type
Moy concentration extérieure	139	0.40	3.60	1.40	2.99	0.63
Moy concentration intérieure	38	0.50	7.60	1.37	4.25	2.29
Moyenne ratio int/ext	36	0.53	9.30	1.07	1.77	1.82
P50 concentration extérieure	113	2.00	2.10	2.05	2.10	0.03
P50 concentration intérieure	12	6.80	6.80	6.80	6.80	
P50 ratio int/ext		<i>Pas de données</i>				

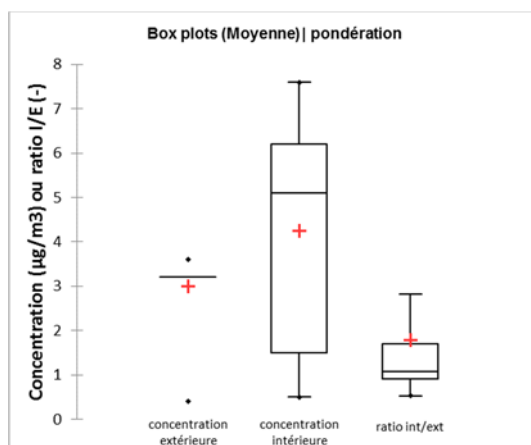


Figure 77 : Box plots des données moyennes de concentration intérieures et extérieures, et de ratios int/ext pour le benzène dans les autres bâtiments avec pondération.

La pondération par le nombre de bâtiments tend à déformer la distribution en augmentant le poids des fortes valeurs.

Au vu des différences observées entre le fait d'appliquer ou non la pondération et les implications qui s'y réfèrent, il a été décidé de ne pas appliquer la pondération par nombre de bâtiments aux données statistiques présentées.



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
F94701 Maisons-Alfort cedex
www.anses.fr
 @Anses_fr