



Observatoire de la qualité de
l'air intérieur

OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR

HIERARCHISATION SANITAIRE DES PARAMETRES MESURES DANS LES BÂTIMENTS PAR L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR

**Luc Mosqueron
Vincent Nedellec**

**Novembre 2002
Rapport final**

**HIERARCHISATION SANITAIRE DES PARAMETRES MESURES
DANS LES BÂTIMENTS PAR L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITE
DE L'AIR INTERIEUR**

Luc MOSQUERON
Vincent NEDELLEC

VINCENT NEDELLEC CONSULTANT

Etudes et recherche en Santé-Environnement

5, rue du Général Estienne - 75015 Paris

Tél. 33 (0)1 45 78 46 68 - E-mail vincent.nedellec@wanadoo.fr

Auteurs associés :

Olivier Blanchard ⁽¹⁾,

Pierre-André Cabanes ⁽²⁾,

Christian Cochet ⁽³⁾,

Frédéric Deblay ⁽⁴⁾,

Mickael Derbez ⁽⁵⁾,

Frédéric Dor ⁽⁶⁾,

Stéphanie Gauvin ⁽³⁾,

Franck Golliot ⁽³⁾,

Séverine Kirschner ⁽³⁾,

Florence Lieuter-Colas ⁽⁴⁾,

Nathalie Pasquier ⁽³⁾.

⁽¹⁾ INERIS, Direction des Risques Chroniques

⁽²⁾ EDF-GDF, Service des Etudes Médicales

⁽³⁾ CSTB, Division Santé et Bâtiment

⁽⁴⁾ Hôpital Lyautey Strasbourg, INSERM U425

⁽⁵⁾ APPA

⁽⁶⁾ InVS, Département Santé-Environnement

SOMMAIRE

1. OBJECTIFS	8
2. STRATEGIE GENERALE DE HIERARCHISATION	10
2.1. PARAMETRES SELECTIONNES PAR L'OQAI	10
2.2. APPLICATION DE LA METHODE D'EVALUATION DES RISQUES A LA STRATEGIE DE HIERARCHISATION « SANITAIRE »	12
2.2.1. Sélection des substances.....	12
2.2.2. Identification des dangers et VTR.....	12
2.2.3. Evaluation de l'exposition.....	14
2.2.3.1 Campagne pilote OQAI.....	15
2.2.3.2 Contrôle et validation des données « OQAI ».....	15
2.2.3.3 Extrapolation pour des paramètres non mesurés lors de la campagne pilote	16
2.2.4. Evaluation des risques	17
2.3. CONSTRUCTION DE L'INDICE DE HIERARCHISATION SANITAIRE (IH).....	17
2.3.1. Indice de « toxicité aiguë » (I _A).....	18
2.3.2. Indice de « toxicité chronique » (I _C).....	19
2.3.2.1 Indice de cancérogénicité (I _K).....	19
2.3.2.2 Indice « d'Effet Potentiel Chronique » (I _{EPC}).....	20
2.3.3. Indice de « fréquence intérieure » (I _F).....	22
2.3.4. Cas particulier des biocides	22
2.3.4.1 Indice de toxicité aiguë (I _A).....	23
2.3.4.2 Indice de toxicité chronique	23
2.3.4.3 Indice de « fréquence intérieure » (I _F).....	24
2.4. INTERPRETATION DE L'INDICE DE HIERARCHISATION SANITAIRE (IH).....	24
2.5. TRAVAUX INTERNATIONAUX DE HIERARCHISATION DES POLLUANTS INTERIEURS : AXES DE REFLEXION.....	26
2.5.1. Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA).....	26
2.5.2. Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (IEH).....	27
3. RESULTATS	30
3.1. IDENTIFICATION DES DANGERS ET SYNTHESE DES VTR	30
3.1.1. Composés organiques volatils (COV).....	31
3.1.1.1 Exposition aiguë par voie respiratoire.....	31
3.1.1.2 Exposition chronique par voie respiratoire	32
3.1.2. Aldéhydes.....	33
3.1.2.1 Exposition aiguë par voie respiratoire.....	33
3.1.2.2 Exposition chronique par voie respiratoire	35
3.1.3. Biocides.....	36
3.1.3.1 Exposition aiguë par voie respiratoire.....	36
3.1.3.2 Exposition aiguë par voie orale	37
3.1.3.3 Exposition chronique par voie orale.....	38
3.1.3.4 Exposition chronique par voie respiratoire	39
3.1.4. Autres polluants gazeux (NO ₂ , CO et radon)	40
3.1.4.1 Exposition aiguë par voie respiratoire.....	40
3.1.4.2 Exposition chronique par voie respiratoire	40
3.1.5. Champs électromagnétiques.....	41
3.1.6. Fibres, particules et plomb	41
3.1.6.1 Exposition aiguë par voie respiratoire.....	41
3.1.6.2 Exposition chronique par voie respiratoire	42
3.1.7. Allergènes d'animaux (acariens, chien, chat).....	42
3.1.8. Bactéries et moisissures.....	44
3.1.8.1 Moisissures et ergostérol	44
3.1.8.2 Bactéries et endotoxines.....	44
3.2. RESULTATS PRELIMINAIRES DE LA CAMPAGNE PILOTE OQAI.....	46
3.3. COMPARAISON DES NIVEAUX D'EXPOSITION ESTIMES DANS LA CAMPAGNE PILOTE DE L'OQAI AVEC LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE NATIONALE ET INTERNATIONALE.....	49

3.4. EXTRAPOLATION DES DONNEES DE LA LITTERATURE POUR LES PARAMETRES NON MESURES DANS LA CAMPAGNE PILOTE DE L'OQAI	54
3.5. INDICES DE HIERARCHISATION.....	55
3.5.1. Indices de toxicité aiguë (I _A)	56
3.5.2. Indices de toxicité chronique (I _C)	57
3.5.3. Indices de fréquence (I _F)	58
3.5.4. Indices de Hiérarchisation (I _H)	59
3.6. INTERPRETATION DES INDICES DE HIERARCHISATION ET PRIORISATION DES PARAMETRES A MESURER.....	60
3.6.1. Classement général.....	60
3.6.2. Classement général et niveau d'information disponible.....	60
3.6.3. Classification en fonction des niveaux de connaissance	63
3.6.3.1 Substances pour lesquelles les informations toxicologiques et d'exposition sont disponibles.....	63
3.6.3.2 Substances pour lesquelles l'information toxicologique est absente.....	65
3.6.3.3 Substances pour lesquelles il n'existe pas de données d'exposition (campagne pilote et/ou littérature).66	
3.7. COMPARAISON DES HIERARCHISATIONS OQAI, US-EPA ET IEH	67
4. HYPOTHESES, LIMITES ET INCERTITUDES DE LA METHODE	69
4.1. CHOIX DES ESTIMATEURS RETENUS POUR REPRESENTER LES EXPOSITIONS AIGUËS ET CHRONIQUES.....	69
4.2. ANALYSE DE SENSIBILITE AUTOUR DE L'INDICE DE HIERARCHISATION EN FONCTION DE L'ESTIMATION DE L'EXPOSITION AIGUË (P ₉₅ VS P ₉₀ , P ₉₈ OU P ₁₀₀).....	69
4.3. NON PRISE EN COMPTE DE L'INDICE DE FREQUENCE INTERIEURE	71
4.4. PRESENTATION DE DEUX INDICES DE HIERARCHISATION DISTINCTS POUR LES EXPOSITIONS AIGUËS ET CHRONIQUE74	
4.5. ESTIMATION DE L'EXPOSITION DANS LES LOGEMENTS	74
4.5.1. Campagne pilote de l'OQAI	74
4.5.2. Estimation de l'exposition aux biocides	75
4.5.3. Extrapolation de données de la littérature	75
4.5.4. Estimation des expositions aiguës et chroniques.....	76
4.6. SCORES DES DIFFERENTS SOUS-INDICES	77
4.7. NON PRISE EN COMPTE DE L'EXPOSITION SIMULTANEE A DIVERS AGENTS DANGEREUX	77
4.8. NON-PRISE EN COMPTE DES BACTERIES ET CHAMPIGNONS	78
4.8.1.1 Moisissures.....	79
4.8.1.2 Bactéries.....	80
4.9. FUMEE DE TABAC ENVIRONNEMENTALE	82
4.10. FREQUENCE D'OCCURRENCE DES PATHOLOGIES	82
5. CONCLUSION	84
6. BIBLIOGRAPHIE.....	86
7. ANNEXES	88

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Tableau 1 : Agents sélectionnés par les responsables de l'OQAI en vue du travail de hiérarchisation	11
Tableau 2 : Critères de classification de cancérogénicité selon le CIRC et l'US-EPA	20
Tableau 3 : Exemple de construction de l'indice de hiérarchisation sanitaire	24
Tableau 4 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m ³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les COV sélectionnés dans l'OQAI	31
Tableau 5 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les COV sélectionnés dans l'OQAI	32
Tableau 6 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m ³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les aldéhydes sélectionnés dans l'OQAI	33
Tableau 7 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les aldéhydes sélectionnés dans l'OQAI	35
Tableau 8 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m ³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les biocides sélectionnés par l'OQAI	36
Tableau 9 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/kg/j) pour une exposition aiguë par ingestion pour les biocides sélectionnés par l'OQAI	37
Tableau 10 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par voie orale pour les biocides sélectionnés par l'OQAI	38
Tableau 11 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les biocides sélectionnés par l'OQAI	39
Tableau 12 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m ³) pour une exposition aiguë par inhalation pour le NO ₂ , le CO et le radon	40
Tableau 13 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour le NO ₂ , le CO et le radon	40
Tableau 14 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m ³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les particules, l'amiante, les fibres minérales artificielles et le plomb	41
Tableau 15 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les particules, l'amiante, les fibres minérales artificielles et le plomb	42
Tableau 16 : Valeurs Toxicologiques de Référence par voie respiratoire pour les allergènes d'acariens, de chat et de chien	43
Tableau 17 : Valeurs Toxicologiques de Référence par voie respiratoire pour les endotoxines	45
Tableau 18 : Résultats préliminaires de la campagne pilote de l'OQAI	47
Tableau 19 : Estimations des concentrations maximales et moyennes en biocides à partir des premiers résultats de la campagne de prélèvements de l'INERIS	48
Tableau 20 : Concentrations « moyennes » (mg/m ³) collectées au cours de la campagne pilote de l'OQAI et données de la littérature	51
Tableau 21 : Concentrations maximales et 90 ^{ème} percentiles mesurés dans la campagne pilote de l'OQAI et données de la littérature (mg/m ³)	53
Tableau 22 : Extrapolation des données de la littérature pour les paramètres non mesurés dans la campagne pilote de l'OQAI	54
Tableau 23 : Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Toxicité Aiguë (I _A)	56
Tableau 24 : Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Toxicité Chronique (I _C)	57
Tableau 25 : Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Fréquence (I _F)	58
Tableau 26 : Classement des substances en fonction de leur indice de hiérarchisation (IH)	59
Tableau 27 : Classement des substances sélectionnées et niveau d'information disponible	61

Tableau 28: Classement des substances pour lesquelles les informations toxicologiques et d'exposition sont disponibles	64
Tableau 29: Classement des substances pour lesquelles les VTR aiguë et chronique sont manquantes	65
Tableau 30 : Classement des substances pour lesquelles les niveaux d'exposition atmosphérique intérieurs sont inconnus	66
Tableau 31 : Comparaison des hiérarchisations de l'OQAI, de l'US-EPA et de l'IEH	68
Tableau 32 : Variations de l'indice de toxicité aiguë (I_A) en fonction de l'estimation de l'exposition aiguë	70
Tableau 33: Variations de l'indice de hiérarchisation (IH) en fonction de l'estimation de l'exposition aiguë	71
Tableau 34 : Classements avec et sans prise en compte de l'indice de fréquence intérieure (I_F) dans la construction de l'indice de hiérarchisation (IH)	72
Tableau 36 : Comparaison des espèces fongiques mesurées dans l'OQAI et espèces potentiellement dangereuses selon le MDH	80
Tableau 37 : Bactéries incluses dans le groupe 3 de la classification européenne sur le risque d'infection chez l'homme*	81
Annexe 1 : Indices de Toxicité Aiguë (I_A) pour les non biocides	89
Annexe 2 : Indices de Toxicité Aiguë (I_A) pour les biocides	90
Annexe 3 : Indices de Toxicité Chronique (I_C) pour les substances non biocides	91
Annexe 4 : Indices de Toxicité Chronique (I_C) pour les biocides	92
Annexe 5 : Indices de Fréquence (I_F) pour les non biocides	93
Annexe 6 : Indices de Fréquence (I_F) pour les biocides	94
Annexe 7 : Indices de Hiérarchisation (IH) pour les non biocides	95
Annexe 8 : Indices de Hiérarchisation (IH) pour les biocides	96
Annexe 9 : Indices de hiérarchisation moyens par famille chimique sélectionnée par l'OQAI	97
Annexe 10 : Substances pour lesquelles les informations toxicologiques sont partielles (1 seule VTR aiguë ou chronique)	98

1. OBJECTIFS

L'équipe scientifique de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) a souhaité construire une hiérarchisation des agents dangereux mesurés afin d'optimiser les coûts métrologiques de la future campagne opérationnelle programmée pour 2003 sur 800 sites répartis sur l'ensemble du territoire national.

Fondée sur des critères explicites tels que les effets néfastes pour la santé des différents paramètres suivis dans les bâtiments, cette hiérarchisation devra également tenir compte de facteurs variés comme par exemple les niveaux d'exposition rencontrés dans les bâtis, les contraintes de représentativité spatiale ou encore la traçabilité de certaines sources...

Vincent Nedellec Conseils (VNC) a été mandaté en juillet 2002 par Séverine Kirchner, responsable scientifique de l'Observatoire, afin de proposer une stratégie visant à cette hiérarchisation. Pour cela, VNC a constitué, sous la direction de Séverine Kirchner, un groupe de travail pluridisciplinaire. Le travail de hiérarchisation devant être achevé pour le dernier trimestre 2002, un nombre limité de personnes a été retenu afin de faciliter les échanges entre les divers membres du groupe.

Diverses thématiques transversales nécessaires à une réflexion intégrant l'ensemble des connaissances nécessaires à la bonne marche de ce groupe de travail ont été réunies. Pour cela, un groupe de travail pluridisciplinaire incluant notamment des compétences dans les domaines suivants a été constitué :

- métrologie : contraintes liées à des mesurages intérieurs spécifiques, contraintes spécifiques à l'OQAI...,
- épidémiologie et évaluation des risques sanitaires,
- connaissances générales par famille chimique (COV, biocides, microbiologie...) : identification des substances retrouvées dans des produits ou matériaux plus ou moins réservés à des usages domestiques intérieurs, quantités commercialisées en France, spécificités d'utilisation régionales, réglementations en vigueur...

Selon ces pré-requis et les disponibilités des diverses personnalités consultées, le groupe de travail a ainsi été composé par :

- Olivier Blanchard (INERIS),
- Pierre-André Cabanes (SEM, EDF),
- Christian Cochet (CSTB),
- Frédéric Deblay (CHU Strasbourg),
- Mickael Derbez (APPA),
- Frédéric Dor (InVS),
- Stéphanie Gauvin (CSTB),
- Franck Golliot (CSTB),
- Séverine Kirchner (CSTB),
- Florence Lieuter-Colas (CHU Strasbourg),
- Luc Mosqueron (VNC),
- Vincent Nedellec (VNC),
- Nathalie Pasquier (CSTB).

Le groupe s'est réuni à l'occasion de séances de travail visant à élaborer une stratégie (critères, méthode) pertinente pour la hiérarchisation des paramètres puis à vérifier la bonne application de cette stratégie. Les membres du groupe ont été sollicités pour fournir des informations nécessaires à l'application de la stratégie et valider les propositions rédigées par VNC. Des échanges par voie électronique ont également permis de faciliter l'acquisition d'informations ponctuelles nécessaires à la bonne marche du groupe de travail.

Un rapport intermédiaire présentant la stratégie générale mise en œuvre par le groupe de travail a été présenté au Conseil Scientifique de l'OQAI le 2 septembre 2002. Approuvée dans ses grandes lignes directrices par les membres du Conseil Scientifique, la méthode finale proposée par le groupe de travail a intégré les principaux amendements et corrections souhaités.

Les conclusions formulées dans le présent rapport émanent des réflexions du groupe de travail « hiérarchisation ». Elles ont été présentées aux membres du Conseil Scientifique de l'OQAI en réunion du 5 novembre 2002. Ces conclusions visent à catégoriser les substances à mesurer dans les futures campagnes de l'OQAI sur la base exclusive d'enjeux sanitaires. Les perspectives dégagées dans le présent rapport restent sous l'entière responsabilité des membres du groupe de travail.

Sur cette base de travail et de réflexion, il appartiendra ensuite au Conseil Scientifique de l'OQAI de statuer définitivement sur les substances à mesurer en priorité au cours des futures campagnes opérationnelles en incluant les critères économiques et organisationnels liés au fonctionnement de l'OQAI.

2. STRATEGIE GENERALE DE HIERARCHISATION

Les réflexions et les travaux du groupe sont axés exclusivement sur des enjeux de santé publique. Les enjeux économiques ou fonctionnels¹ liés aux futures campagnes de mesure de l'OQAI ne sont pas pris en compte.

2.1. Paramètres sélectionnés par l'OQAI

La liste des paramètres à inclure dans la hiérarchisation a initialement été fixée par les responsables de l'OQAI. Ils ont été choisis en fonction des recommandations de groupes d'experts associés à l'Observatoire réunis par thématiques². Les travaux de ces groupes avaient pour objectifs de sélectionner les « polluants » les plus pertinents dans la problématique de la qualité de l'air intérieur. La liste soumise au travail de hiérarchisation comprend à la fois des polluants testés lors de la campagne pilote³ menée par l'OQAI (mars-juillet 2001) [Kirchner, 2002] et des agents dont la prise en compte ou non lors des futures campagnes opérationnelles n'a pas encore été arrêtée. Outre son aide à la définition des priorités, le présent travail doit donc aussi permettre de faciliter la décision des gestionnaires concernant l'intégration ou non de ces derniers agents.

Parmi les agents en cours de sélection (particules, radon, amiante, plomb, biocides, champs électromagnétiques), il semble d'ores et déjà acquis que les particules (PM₁₀, PM_{2.5}...) et les biocides seront mesurés dès la prochaine campagne.

En revanche, la décision n'a pas été prise concernant l'amiante, les champs électromagnétiques de très basses fréquences (< 50 Hz), le radon et le plomb. Pour l'instant, les membres de l'OQAI ne semblent pas s'orienter vers la prise en compte de ces paramètres. Cependant, il paraît intéressant aux yeux des responsables de l'OQAI d'intégrer ces 4 paramètres dans la stratégie de hiérarchisation afin de guider leur réflexion.

Le cyclohexane et l'isopropyl acétate, qui ont été mesurés au cours de la campagne pilote de l'OQAI, ne seront plus mesurés dans les campagnes opérationnelles. Par ailleurs, les techniques actuelles ne permettent pas encore d'envisager le mesurage des légionnelles dans l'air. C'est pourquoi, il a été décidé par les responsables de l'OQAI de ne pas inclure ces trois paramètres dans le travail de hiérarchisation.

Au total, la hiérarchisation sanitaire des paramètres mesurés dans les bâtiments par l'OQAI doit porter sur 31 COV et aldéhydes, 34 biocides, le dioxyde d'azote et le monoxyde de carbone, le radon, les particules atmosphériques, l'amiante, le plomb, les fibres minérales

¹ Coût unitaire pour chaque paramètre mesuré (prélèvement, analyse...), nombre de mesures prévues par type de bâti (logement/écoles), par pièce (cuisine, chambre)... coût global par paramètre, par lieu (logement, école) ou par famille chimique (COV, aldéhydes...), budget global prévisionnel pour les campagnes de mesures, durée des campagnes...

² L'OQAI s'appuie sur un réseau d'experts scientifiques et techniques et d'acteurs opérationnels, coordonné par le CSTB. Ce réseau compte environ 70 personnes issues d'une vingtaine d'organismes nationaux et internationaux dont les domaines d'expertise sont vastes : médecine et santé publique (clinique médicale, épidémiologie, toxicologie, microbiologie, évaluation du risque...), environnement (mesurage physico-chimique et biologique...), bâtiment (ventilation, matériaux, énergie...), sciences sociales (perceptions, habitudes, comportements...). Les scientifiques se réunissent par groupe de travail traitant des thématiques suivantes : Allergènes d'animaux ; Bactéries, moisissures, endotoxines ; Base de données ; Biocides ; Carnet budget espace – temps – activités ; Choix des bâtiments et paramètres d'intérêts étudiés ; Communication des données ; Composés organiques volatils et aldéhydes ; Diagnostic monoxyde de carbone ; Dioxyde d'azote ; Dioxyde de carbone, température, humidité ; Echantillonnage des bâtiments / occupants ; Fibres Minérales artificielles ; Hiérarchisation des polluants ; Incertitude de mesures ; Monoxyde de carbone ; Particules inertes ; Questionnaires descriptifs ; Radon.

³ Phase de validation sur le terrain des méthodes d'enquête et de mesurages, la campagne pilote a permis de tester la faisabilité des mesurages de divers polluants sur une centaine de sites.

artificielles, les allergènes d'acariens, de chien et de chat, les champs électromagnétiques (< 50 Hz) ainsi que les bactéries et moisissures (tableau suivant).

Tableau 1 : Agents sélectionnés par les responsables de l'OQAI en vue du travail de hiérarchisation

Type de polluant	Famille	Substances individualisées	Agent mesuré dans la campagne pilote OQAI ; mesures prévues dans campagne opérationnelle	Agent non mesuré dans la campagne pilote OQAI ; mesures dans campagne pilote en cours de réflexion	Agent non mesuré dans la campagne pilote OQAI ; mesures prévues dans campagne opérationnelle
Chimique	hydrocarbures aromatiques	1,2,4-triméthylbenzène	+		
		benzène	+		
		ethylbenzène	+		
		styrène	+		
		toluène	+		
		xylènes (o/m/p)	+		
	hydrocarbures aliphatiques	n-décane	+		
		n-undécane	+		
	terpènes	alpha-pinène	+		
		limonène	+		
	alcool	2-éthyl-1-hexanol	+		
	éthers de glycols	1-méthoxy-2-propanol (PGME)	+		
		2-butoxyéthanol (EGBE)	+		
2-éthoxyéthanol (EGEE),		+			
2-méthoxyéthanol (EGME)				+	
2-méthoxyéthyleacétate (EGMEA)				+	
hydrocarbures halogénés	1,1,1-trichloroéthane	+			
	1,4-dichlorobenzène	+			
	tétrachloroéthylène	+			
	Trichloréthylène	+			
esters	2-éthoxyéthylacétate	+			
	butylacétate	+			
aldéhydes	acétaldéhyde	+			
	benzaldéhyde	+			
	formaldéhyde	+			
	hexaldéhyde	+			
	isobutyraldéhyde	+			
	isovaléraldéhyde	+			
	valéraldéhyde	+			
biocides	propoxur, carbaryl, isotroturon, diuron, coumafène, folpel, diflufénicanil, fenoxaprop-p-ethyl, trifluraline, alpha – HCH, lindane, heptachlore, alachlore, aldrine, metolachlore, chlorpyrifos, heptachlore époxyde A, heptachlore époxyde B, trans-chlordane, cis-chlordane, oxadiazon, endosulfan A, endosulfan B, dieldrine, 4,4' DDT, cis-permethrin, trans-permethrin, dichlorvos, diazinon, atrazine, terbutylazine, methyl-parathion, malathion, éthyl-parathion				+
autres	CO	+			
	NO ₂	+			
	radon				+
Particules et fibres		particules inertes (PM ₁₀ et PM _{2,5})			+
		amiante		+	
		fibres minérales artificielles			+
		plomb		+	
Biologiques	bactéries	bactéries (dénombrements)	+		
		endotoxines	+		
	moisissures	moisissures (dénombrements)	+		
		ergostérol			+
allergènes d'animaux		acariens (<i>Der p 1</i> , <i>Der f 1</i>)	+		
		chat (<i>Fel d 1</i>)	+		
		chien (<i>Can f 1</i>)	+		
Physique		champs électromagnétiques très basse fréquence (< 50 Hz)		+	

^(a) Les biocides ont fait l'objet d'une campagne de mise au point des techniques analytiques de prélèvement et d'analyse dans 9 logements [Blanchard, 2001]. Cette étude spécifique sur les biocides n'est pas considérée comme partie intégrante de la campagne pilote OQAI réalisée sur 90 logements français.

2.2. Application de la méthode d'évaluation des risques à la stratégie de hiérarchisation « sanitaire »

L'un des objectifs finaux de l'OQAI étant de contribuer à l'évaluation et à la gestion des risques sanitaires dans les bâtiments, nous proposons d'établir une grille de « hiérarchisation sanitaire » calquée sur la **méthode d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS)**. Il est important de signaler que la méthode retenue pour cette hiérarchisation est calquée sur une approche d'évaluation des risques mais ce travail ne prétend pas être une évaluation quantitative des risques sanitaires dans l'absolu : d'une part les données utilisées pour représenter l'exposition dans les habitats sont trop incertaines et lacunaires (campagne pilote de l'OQAI non représentative du parc français) et d'autre part on s'intéresse surtout à la comparaison des polluants entre eux dans l'optique de hiérarchiser les priorités et moins aux impacts sanitaires potentiels dans une perspective de gestion des risques.

Une EQRS comprend classiquement quatre étapes : ① sélection des polluants et identification des dangers, ② caractérisation des relations dose-effet ou dose-réponse, ③ caractérisation des expositions et ④ caractérisation des risques.

2.2.1. Sélection des substances

La 1^{ère} étape d'une EQRS consiste généralement à **sélectionner** les composés à prendre en compte. Cette première sélection des paramètres à mesurer lors des futures campagnes de l'OQAI a été effectuée par ses experts à l'issue des travaux des différents groupes thématiques (§ tableau 1, chap. 2.2.).

2.2.2. Identification des dangers et VTR

La seconde étape de l'EQRS vise à faire l'inventaire des connaissances disponibles sur les relations entre une dose unitaire d'agent dangereux et la fréquence (réponse) ou la gravité du danger (effet) qu'elle peut provoquer.

L'identification des dangers sera fondée sur une recherche systématique des connaissances toxicologiques liées aux conséquences d'une exposition par voie **respiratoire** de courte ou de longue durée. Concernant le cas particulier des biocides, mesurés à la fois dans l'air et dans les poussières surfaciques (qui peuvent être inhalées ou ingérées), les expositions par voie respiratoire et par voie orale seront simultanément prises en compte.

Une **Valeur Toxicologique de Référence (VTR)** est une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques permettant d'établir une relation quantitative entre une dose et un effet (grave et/ou irréversible) néfaste pour la santé ou entre une dose et la probabilité d'effet néfaste au sein d'une population exposée. Les VTR sont définies par des instances spécialisées, internationales ou nationales, sur la base d'une analyse systématique et exhaustive des connaissances animales et épidémiologiques. Elles sont spécifiques d'un effet donné (cancérogène, non-cancérogène), d'une voie d'exposition (respiratoire, orale, cutanée) et d'une durée d'exposition (aiguë, subchronique ou chronique).

En raison de la spécificité de l'action de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, les données toxicologiques seront centrées sur les effets sanitaires liés à une **exposition par voie respiratoire**⁴, excepté dans le cas des biocides dosés à la fois dans l'air et dans les poussières surfaciques auxquelles les individus sont exposés par voie orale.

On distingue classiquement deux types de VTR : celles établies pour les effets sanitaires indésirables survenant à partir d'un seuil de dose (les effets non cancérogènes) et les VTR établies pour les effets pouvant survenir sans seuil de dose (principalement les effets cancérogènes)⁵. De nombreux agents cancérogènes ont aussi des effets toxiques non cancérogènes. Lorsqu'elles co-existent, ces deux types d'informations seront présentées.

Pour les substances toxiques à seuil de dose, la VTR pour une exposition par voie respiratoire est exprimée en masse de substance par mètre cube d'air ambiant inhalé (mg/m^3 par exemple) ; elle représente, pour une durée d'exposition donnée (aiguë, subchronique ou chronique), la quantité maximale théorique d'un agent toxique pouvant être inhalée par un sujet, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé. En dessous de cette dose, le risque est considéré comme nul. Au delà de ce seuil, l'intensité de l'effet indésirable croît avec la dose inhalée.

Pour les substances cancérogènes, agissant sans seuil de dose, la VTR est un Excès de Risque Unitaire (ERU) ; exprimé en inverse de concentration ambiante (par exemple $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$), il représente le facteur de pente de la régression linéaire entre la dose d'exposition et la fréquence de survenue du cancer. Il désigne la probabilité supplémentaire, par rapport à un individu non exposé, qu'un sujet exposé durant toute sa vie à une unité de dose de la substance contracte un cancer. A toute dose non nulle correspond une probabilité non nulle de développer le cancer ; lorsque la dose d'exposition augmente la probabilité de survenue d'un cancer croît.

Un recensement des informations disponibles dans les bases de données toxicologiques a été réalisé en interrogeant de manière systématique les bases de données suivantes :

- le **Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC)** met à disposition des monographies sur l'évaluation du potentiel cancérogène des substances chimiques chez l'homme ; il propose une classification des substances en fonction de la force des preuves de leur cancérogénicité mais il ne propose pas de Valeurs Toxicologiques de Référence.
- l'**Organisation Mondiale de la Santé (OMS)** a rédigé un « Guidelines for Air Quality » qui constitue un ouvrage de référence en terme de qualité de l'air pouvant être consulté en ligne sur Internet ; l'OMS propose des Valeurs Guides dans l'air en fonction de durées d'exposition variables (30 minutes, 8 heures, 24 heures, 7 jours, 1 an...) qui peuvent être assimilées à des Valeurs Toxicologiques de Référence ; pour un même agent dangereux, l'OMS peut proposer deux types de VTR pour les effets cancérogènes et les effets non cancérogènes.
- l'**agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA)** propose des VTR pour les effets chroniques cancérogènes et non cancérogènes accessibles sur Internet (elle ne propose pas de VTR pour des expositions de courte durée) ; pour un même agent dangereux, l'US-EPA peut proposer une VTR pour les effets cancérogènes et une pour les effets non

⁴ Sauf pour le cas particulier des biocides pour lesquels nous rappelons que la voie orale sera également prise en compte.

⁵ Ce dogme commence de plus en plus à être remis en cause mais cette distinction classique sera conservée dans le cadre de ce travail.

cancérogènes. De manière analogue au CIRC, elle propose également une classification du pouvoir cancérogène des substances.

- l'ATSDR (**Agency for Toxic Substances and Disease Registry**) propose des indices toxicologiques exclusivement pour les effets non cancérogènes. La nature des données utilisées et les modalités de dérivation de ces indices toxicologiques en font des VTR à part entière. Cette agence distingue des VTR aiguës (durée d'exposition < 15 jours), subchroniques ou intermédiaires (durée d'exposition comprise entre 15 et 365 jours) et chroniques (> 1 an). Elles sont consultables en ligne sur Internet.

Pour chacun des paramètres faisant l'objet de la hiérarchisation, l'ensemble des informations recueillies dans ces différentes bases de données toxicologiques sera rapporté dans des tableaux de synthèse présentés dans le chapitre « 3.1. Identification des dangers et synthèse des VTR » (distinction des VTR aiguës et chroniques, présentation des effets néfastes pour la santé -cancers, autres effets toxiques sur des fonctions ou organes humains-, origine des études princeps -données humaines, données animales...).

Concernant la toxicité aiguë d'une substance, seules l'ATSDR et l'OMS proposent donc des VTR pour des expositions de courte durée. De façon analogue à la terminologie employée par l'ATSDR, nous considérerons qu'une exposition de durée inférieure à 14 jours est une exposition aiguë. C'est pourquoi, si diverses Valeurs Guides sont proposées par l'OMS en fonction de la durée d'exposition, nous considérerons le cas échéant les valeurs proposées pour une période de 7 jours comme des VTR aiguës.

La toxicité chronique d'un agent dangereux est définie pour des expositions à long terme. Selon l'ATSDR, on distingue les études dites d'exposition chronique (supérieures à 365 jours) et les études subchroniques ou intermédiaires (durée d'exposition comprise entre 15 et 365 jours). Les 3 bases de données consultées (ATSDR, OMS et US-EPA) proposent des VTR pour les effets chroniques. Lorsque l'ATSDR propose pour une même substance une VTR subchronique et une VTR chronique, seule la VTR chronique sera affichée. Les VTR subchroniques de l'ATSDR seront présentées exclusivement lorsque aucune base de données ne propose pas de VTR chronique pour la substance étudiée.

2.2.3. Evaluation de l'exposition

La 3^{ème} étape d'une évaluation des risques consiste à évaluer l'exposition des populations (fréquence, durée et l'intensité). Or, ce sont précisément les expositions à l'intérieur des bâtis⁶ que l'OQAI est chargé de renseigner au cours de ses futures campagnes de mesure.

C'est pourquoi, dans une première approche de hiérarchisation des paramètres à mesurer dans l'OQAI, les informations visant à évaluer l'exposition à l'intérieur des logements seront utilisées selon l'ordre préférentiel suivant :

- ① **résultats validés obtenus lors de la campagne pilote de l'OQAI,**
- ② **résultats observés lors d'études préalables effectuées sur le territoire français,**
- ③ **données internationales.**

⁶ Ainsi que les facteurs influant ces concentrations intérieures.

2.2.3.1 Campagne pilote OQAI

L'information sur les niveaux d'exposition dans les milieux intérieurs en France étant lacunaire, les concentrations atmosphériques dans l'habitat seront estimées à l'aide des **résultats préliminaires de la campagne pilote de l'OQAI** menée de mars à juillet 2001. En raison du nombre relativement peu élevé de mesures effectuées (environ 60 pour chaque paramètre) et du mode de recrutement des logements étudiés (pas de stratégie aléatoire d'échantillonnage mise en œuvre), ces résultats ne peuvent pas être considérés comme représentatifs du parc immobilier français. Ils ne seront donc pas utilisés pour leur représentativité de la contamination intérieure mais pour leur capacité à refléter la part relative de chacune des substances sélectionnées dans le « mélange intérieur »

Néanmoins, en dépit des incertitudes liées à cette faible représentativité, le groupe de travail a considéré que les informations collectées lors de cette campagne pilote représentent tout de même une base de données satisfaisante pour une première approche de hiérarchisation, notamment en raison du fait que la qualité de ces données est égale pour tous les agents (à l'exception des biocides qui ont fait l'objet d'une campagne spécifique dans seulement 10 logements). Ces résultats préliminaires ont été préférés aux données étrangères jugées encore moins représentatives du parc français (caractéristiques du bâti variables d'un pays à l'autre, modes de chauffage, de ventilation, habitudes domestiques différentes...). L'extrapolation de données étrangères à la situation française peut générer des incertitudes dont l'amplitude pourrait être tout aussi grande que celle liée à l'utilisation de données françaises obtenues sur un petit échantillon.

Cependant, les données d'exposition jouent un rôle majeur dans la méthode de hiérarchisation proposée par la suite. Elles entrent en effet dans le calcul des notes de trois des quatre sous-indices composant dans l'Indice de Hiérarchisation (IH) final (§ chap. 2.3.) qui prend en compte :

- la toxicité aiguë du produit (indice de toxicité aiguë I_A),
- sa toxicité chronique (indice d'effet potentiel chronique I_{EPC}),
- son pouvoir cancérigène (indice de cancérogénicité I_K)
- et la fréquence à laquelle il peut être retrouvé dans les habitats (indice de fréquence intérieure I_F).

A l'exception d' I_K , chacun des sous-indices intègre les niveaux d'exposition observés à l'intérieur des logements lors de la campagne pilote OQAI; le groupe de travail a décidé de justifier et de contrôler l'usage de ces données en les comparant aux données de la littérature.

2.2.3.2 Contrôle et validation des données « OQAI »

Les résultats préliminaires de l'OQAI seront comparés prioritairement aux rares données françaises ou par défaut aux données issues d'études étrangères.

Ces comparaisons viseront uniquement à apporter un critère de jugement qualitatif sur la pertinence des résultats de la campagne pilote OQAI et garantir une certaine validation de l'utilisation de ces données. Aucun argument quantitatif (tests statistiques) ne peut être avancé

en raison des nombreuses divergences entourant des mesures issues de situations très variables d'un pays à un autre (type de bâti, modes de ventilation, matériaux de construction, modes de chauffage, de cuisson...) mais aussi des méthodes de mesures mises en œuvre (durée et méthode de prélèvements, méthodes analytiques...).

Ces éléments qualitatifs de comparaison permettront non seulement de justifier et contrôler l'utilisation des résultats préliminaires de l'OQAI mais également, dans un second temps, de justifier et contrôler, pour certains paramètres non mesurés dans la campagne pilote, l'extrapolation de données « non OQAI » à notre problématique.

2.2.3.2.1 Recueil des données françaises

Les données françaises ont été recensées à partir d'un travail préalable effectué par VNC et le CSTB visant à synthétiser les connaissances françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments de 1990 à 2000 [VNC-CSTB, 2001 ; Mosqueron, 2002]. Pour les substances non inscrites dans ce travail préalable, une recherche bibliographique selon les procédures habituelles a été effectuée (recherche sur Medline à partir des mots clés pertinents).

2.2.3.2.2 Recueil des données étrangères

Un mode de recensement différent a été mis en place pour collecter les données internationales. En effet, contrairement à la situation française, les informations étrangères sont très nombreuses. Une recherche exhaustive *via* Medline n'aurait présenté que peu d'intérêt dans le cadre de notre démarche.

C'est pourquoi, nous avons choisi les informations collectées lors d'études multicentriques reconnues par l'ensemble de la communauté scientifique (étude européenne Expolis, grandes enquêtes américaines -NHEXAS...). A défaut, les données ont ensuite été collectées dans des bases de données dédiées au recensement d'information de ce type (par exemple la base de données HSDB⁷). Dans la mesure du possible, les informations européennes seront préférées aux données américaines ou autres, la situation française se rapprochant mieux *a priori* des niveaux de pollution pouvant être rencontrés dans la communauté européenne.

2.2.3.3 Extrapolation pour des paramètres non mesurés lors de la campagne pilote

Concernant les paramètres pour lesquels il n'y a pas encore de résultats « OQAI » disponibles ou validés (par exemple, NO₂, particules, radon...), il a été décidé d'extrapoler des données issues d'études françaises à la problématique de l'OQAI. A défaut de données reflétant la situation française (absence de mesures dans la campagne pilote OQAI ou absence d'autres études françaises), des données internationales pourront être utilisées afin d'établir une première grille de hiérarchisation complète. Cette stratégie comporte une part d'incertitude non quantifiable dont le groupe de travail a parfaitement intégré la dimension mais elle a néanmoins été retenue car elle permet de ne pas écarter directement certaines substances dont les niveaux de pollution intérieure restent non documentés à l'heure actuelle en France.

⁷ HSDB : Hazardous Substances Data Bank.

2.2.4. Evaluation des risques

L'étape finale d'une EQRS est une synthèse des informations sur l'exposition et sur la toxicité des agents étudiés. Dans cette démarche, les risques pour la santé humaine sont estimés différemment selon que les effets toxiques sont réputés survenir à partir d'un certain seuil de dose (approche qualitative pour les effets non cancérogènes) ou, au contraire, sans seuil de dose (approche quantitative pour les effets cancérogènes).

La construction d'un **Indice de Hiérarchisation (IH)** fondé sur les effets sanitaires potentiels des agents sélectionnés doit permettre de prendre en compte d'une part les risques sanitaires potentiels liés à une exposition aiguë (élaboration d'un **indice de « toxicité aiguë », I_A**) et, d'autre part, les risques sanitaires potentiels liés à une exposition chronique (construction d'un **indice de « toxicité chronique », I_C**).

Pour tenir compte de la spécificité de la problématique de la pollution intérieure, un indice de « **fréquence intérieure** » (**I_F**) témoignant de la fréquence à laquelle les substances sont retrouvées dans les logements (pourcentage de mesures supérieures à la limite de quantification analytique) a également été pris en compte.

Au total, la hiérarchisation sanitaire sera établie en fonction du score attribué pour chaque polluant selon les règles de calcul présentées ci-dessous.

2.3. Construction de l'indice de hiérarchisation sanitaire (IH)

Nous proposons donc d'établir un indice semi-quantitatif de hiérarchisation sanitaire calculé en fonction :

- des connaissances relatives aux propriétés toxicologiques de chaque substance (agent cancérogène ou non, existence de VTR aiguë et/ou chronique),
- de l'exposition potentielle dans les milieux intérieurs (prioritairement selon les 1^{ères} estimations de la campagne pilote de l'OQAI),
- de la spécificité « intérieure » des polluants étudiés, reflétée par leurs taux de fréquence dans les logements,
- de l'impact sanitaire potentiel (prise en compte des impacts sanitaires potentiels aigus et chroniques avec croisement des relations dose-réponse et de l'estimation des expositions intérieures).

Ces divers éléments permettront de calculer un **Indice de Hiérarchisation (IH)** pour chaque polluant qui peut être décomposé en 3 sous-indices de :

- **toxicité Aiguë (I_A)**,
- **toxicité Chronique (I_C)**,
- **fréquence intérieure (I_F)**.

$$\text{IH} = \text{I}_A + \text{I}_C + \text{I}_F$$

L'**indice de toxicité chronique (I_C)** sera lui même décomposé en deux sous-indices prenant en considération le potentiel cancérigène de la substance (**indice de cancérigénicité I_K**) et les **effets sanitaires potentiels chroniques (I_{EPC})**.

$$I_C = I_K + I_{EPC}$$

Pour chacune des substances étudiées, un score sera attribué aux 3 sous-indices selon les grilles de scores suivantes : plus l'impact sanitaire potentiel est grand ou plus le polluant est fréquemment retrouvé dans l'air intérieur, plus le score attribué est fort.

I_A : score de 0 à 5

I_C : score de 0 à 10 (avec I_K compris entre 0 et 5 et I_{EPC} compris entre 0 et 5)

I_F : score de 0 à 5

L'Indice de Hiérarchisation (IH) sera calculé en sommant les scores obtenus pour chaque sous-indice ; la note ou score final attribué à chaque agent dangereux sera donc compris entre 0 et 20. Il confère un poids plus important pour les risques sanitaires chroniques (maximum de 10) que pour les risques aigus (maximum de 5) ce qui semble cohérent avec la problématique de la pollution intérieure domestique où les expositions devraient être en moyenne assez faibles et de longue durée, sans pour autant écarter complètement des situations ponctuelles de fortes expositions.

2.3.1. Indice de « toxicité aiguë » (I_A)

L'indice de toxicité aiguë (I_A) vise à refléter l'impact sanitaire potentiel d'une substance dans des conditions d'exposition aiguë dans les logements. Il est établi en croisant les niveaux d'exposition dans les milieux intérieurs (concentrations intérieures = C_{Int}) avec la VTR aiguë.

$$I_A = C_{Int} / VTR_{aiguë}$$

L'exposition aiguë sera caractérisée à partir du 95^{ème} percentile (P₉₅) des concentrations mesurées dans les logements pour chaque polluant lors de la campagne pilote de l'OQAI. Par défaut, les P₉₅ mesurés lors d'autres études française ou étrangères seront retenus. Le choix du P₉₅ (*versus* P₉₀, P₉₈ ou concentrations maximales par exemple) comme indicateur d'une exposition aiguë dans les milieux intérieurs sera discuté et analysé dans un chapitre réservé à cet effet.

La VTR aiguë représente la concentration dans l'air sur de courtes périodes d'exposition à partir de laquelle peuvent théoriquement survenir des effets sanitaires. Lorsque plusieurs VTR aiguës sont disponibles pour une même substance, la valeur la plus protectrice pour la santé des populations sera retenue. Cette règle de sélection sera appliquée de façon cohérente pour chacune des substances et chaque durée d'exposition.

En fonction de la valeur numérique du rapport $I_A = C_{Int} / VTR_{aiguë}$, les scores suivants sont attribués :

$I_A = C_{Int} / VTR_{aiguë}$	Score
$I_A > 1$	5
$0,5 < I_A < 1$	4
$0,1 < I_A < 0,5$	3
$0,01 < I_A < 0,1$	2
I_A non évalué*	1
$I_A < 0,01$	0

* absence de VTR ou de mesures environnementales

En application du principe de précaution, les substances pour lesquelles on ne dispose pas de VTR aiguë ou de données micro-environnementales validées se verront accorder un score de toxicité aiguë ($I_A = 1$) supérieur à celui attribué aux substances pour lesquelles un indice de toxicité aiguë très faible a pu être estimé ($C_{Int} / VTR_{aiguë} < 0,01$ soit un score $I_A = 0$).

Chaque substance se verra donc attribuer un « indice de toxicité aiguë » compris entre 0 et 5.

2.3.2. Indice de « toxicité chronique » (I_C)

La démarche retenue vise à établir un seul indice de « toxicité chronique » (I_C) quel que soit le type d'effet sanitaire induit par les substances (cancérogène ou non). Pour cela, l'indice de toxicité chronique est fondé :

- sur le potentiel cancérogène du polluant (*indice de cancérogénicité* I_K)
- sur l'estimation du risque chronique (*indice « d'effet potentiel chronique »* I_{EPC}) associé au niveau d'exposition dans les milieux intérieurs (C_{Int} issues en priorité des résultats de la campagne pilote OQAI) en fonction des relations dose-réponse existantes ($VTR_{chronique}$).

L'indice de « toxicité chronique » sera calculé en additionnant les scores obtenus à l'indice de « cancérogénicité » (I_K côté sur 5) et l'indice « d'effet potentiel chronique » (I_{EPC} côté sur 5).

$$I_C = I_K + I_{EPC}$$

Au total, chaque substance se verra donc attribuer un indice de « toxicité chronique » compris entre 0 et 10.

2.3.2.1 Indice de cancérogénicité (I_K)

En fonction du degré de preuve de cancérogénicité proposé dans les classifications établies par le Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC) et l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), un « **indice de cancérogénicité** » sera accordé à chaque substance étudiée.

Les critères de classification proposés par le CIRC et l'US-EPA sont rappelés dans le tableau suivant. Ces classifications ne prennent pas en compte la « force » de la cancérogénicité⁸ d'une substance mais seulement le degré de preuve de son pouvoir carcinogène.

⁸ Cette dimension sera intégrée dans le calcul de l'indice d'effet potentiel chronique (I_{EPC}).

Tableau 2 : Critères de classification de cancérogénicité selon le CIRC et l'US-EPA

	US-EPA	CIRC
Cancérogène chez l'homme	A : Preuves suffisantes chez l'homme	1 : Preuves suffisantes chez l'homme
Cancérogène probable chez l'homme	B1 : Preuves limitées chez l'homme B2 : Preuves non adéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal	2A : Preuves limitées chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal
Cancérogène possible chez l'homme	C : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal	2B : Preuves limitées chez l'homme et absence de preuves suffisantes chez l'animal
Inclassable	D : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal	3 : Preuves insuffisantes chez l'homme et insuffisantes ou limitées chez l'animal
Probablement non cancérogène chez l'homme	E : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal	4 : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal

Lorsque les 2 agences proposent une classification divergente, le classement sera établi sur la classification attribuant le plus fort degré de preuve de la cancérogénicité d'une substance⁹.

<i>Classification cancérigène</i>	<i>Score</i>
Cancérogène pour l'homme	5
Cancérogène probable pour l'homme	4
Cancérogène possible pour l'homme	3
Inclassable	2
Non évalué	1
Non cancérogène pour l'homme	0

En application du principe de précaution, les substances pour lesquelles le pouvoir cancérogène n'a pas été évalué se verront attribuer un score d'indice de cancérogénicité ($I_K = 1$) supérieur à celui accordé aux substances non cancérogènes ($I_K = 0$).

Chaque substance se verra donc attribuer un « indice de cancérogénicité » compris entre 0 et 5.

2.3.2.2 *Indice « d'Effet Potentiel Chronique » (I_{EPC})*

L'exposition chronique dans les milieux intérieurs sera estimée à partir de concentrations médianes (P_{50}) observées lors de la campagne pilote de l'OQAI ou, par défaut, dans des études française voire étrangères. Les niveaux de pollution intérieure étant généralement distribués selon une loi non-normale, les concentrations médianes seront préférées aux concentrations moyennes.

Pour les substances non cancérigènes, la VTR (VTR_{NK}) représente la concentration dans l'air à partir de laquelle peuvent survenir des effets sanitaires. Lorsque les diverses agences (OMS, US-EPA, ATSDR) proposent des VTR_{NK} numériquement différentes, la valeur la plus protectrice pour la santé humaine sera retenue.

⁹ Par exemple, pour une substance classée dans le groupe C de l'US-EPA et dans le groupe 2A du CIRC, nous retiendrons le classement du CIRC et attribuerons un score de 4 à la substance.

Pour les substances cancérigènes, la VTR (VTR_K) représente la probabilité d'excès de cancer pour un sujet exposé à une unité de dose pendant la vie entière (par rapport à un sujet non exposé). Lorsque les diverses instances (OMS, US-EPA) proposent des VTR_K numériquement différentes, la valeur la plus protectrice pour la santé des populations humaines sera également choisie.

Pour les substances présentant à la fois des effets cancérigènes et des effets non cancérigènes, nous considérerons la concentration dans l'air associée à un Excès de Risque Unitaire de cancer de 10^{-6} (soit un excès d'un cas de cancer supplémentaire pour 1 000 000 de sujets exposés à une unité de dose pendant la vie entière). Cette concentration sera comparée à la VTR pour les effets non cancérigènes (VTR_{NK}) : l'indice « d'effet potentiel chronique » sera alors calculé à partir de la concentration la plus protectrice pour les populations humaines. Par exemple, on recense pour le formaldéhyde une $VTR_{NK} = 10^{-2} \text{ mg/m}^3$ et une $VTR_K = 1,3 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$; cette dernière correspond pour un excès de risque de cancer de 10^{-6} à une concentration de $7,7 \cdot 10^{-2} \mu\text{g/m}^3$ soit $7,7 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$. Dans ce cas, l'indice I_{EPC} sera calculé à partir de la concentration de $7,7 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$, plus protectrice pour la population que la VTR proposée pour les effets non cancérologènes.

$I_{EPC} = C_{Int} / VTR$

En l'absence de VTR pour une exposition chronique, la VTR pour une exposition subchronique éventuellement proposée par l'ASTDR pourra le cas échéant être retenue pour caractériser le risque chronique lié à une substance donnée. Conformément aux règles de dérivation classiquement suivies dans les bases de données toxicologiques, un facteur d'incertitude de 10 sera alors appliqué pour prendre en compte la durée inappropriée de la période d'exposition. S'il existe des VTR chroniques proposées par l'OMS et/ou l'US-EPA, la VTR subchronique de l'ATSDR ne sera pas prise en considération, quelle que soit sa valeur numérique.

De manière analogue à ce qui a été décrit précédemment pour l'indice de toxicité aiguë, les scores proposés pour caractériser le potentiel d'effet sanitaire chronique sont :

$I_{EPC} = C_{Int} / VTR$	Score
$I_{EPC} > 1$	5
$0,5 < I_{EPC} < 1$	4
$0,1 < I_{EPC} < 0,5$	3
$0,01 < I_{EPC} < 0,1$	2
I_{EPC} non évalué*	1
$I_{EPC} < 0,01$	0

* absence de VTR ou de mesures environnementales

En application du principe de précaution, les substances pour lesquelles on ne dispose pas de VTR chronique ou de données d'exposition se verront attribuer un score d'effet potentiel chronique ($I_{EPC} = 1$) supérieur à celui accordé aux substances pour lesquelles un indice d'effet potentiel chronique très faible a pu être estimé ($C_{Int} / VTR_{chronique} < 0,01$ soit un score $I_{EPC} = 0$).

Chaque substance se verra donc attribuer un indice « d'effet potentiel chronique » compris entre 0 et 5.

2.3.3. Indice de « fréquence intérieure » (I_F)

Cet indice témoigne de la fréquence à laquelle une substance est détectée à l'intérieur des logements, indépendamment de son origine endogène (sources émettrices spécifiques localisées dans l'habitat) ou extérieure (transferts de pollution de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments). Cet indice de « fréquence » n'intègre pas directement une dimension sanitaire mais il doit permettre d'attribuer un poids plus important aux polluants les plus fréquemment détectés dans les bâtis. Il sera calculé à partir des observations collectées lors de la campagne pilote de l'OQAI.

I_F = Pourcentage de mesurages > Limite de Quantification Analytique

Plus ce rapport augmente plus la substance étudiée est fréquemment détectée dans les habitats : la grille de score définie par le groupe de travail est la suivante :

	<i>Score</i>
$0,8 < I_F < 1$	5
$0,6 < I_F < 0,8$	4
$0,4 < I_F < 0,6$	3
$0,2 < I_F < 0,4$	2
$I_F < 0,2$ ou I_F non évalué	1
$I_F = 0$	0

A défaut d'information quantitative permettant d'estimer ce sous-indice de « fréquence », un score pourra être attribué sur avis d'experts pour certains paramètres. En application du principe de précaution, les substances pour lesquelles on ne dispose pas d'avis d'experts ou d'indication sur la fréquence de quantification dans l'habitat se verront attribuer un score I_F de 1.

Chaque substance se verra donc attribuer un indice de « fréquence » compris entre 0 et 5.

2.3.4. Cas particulier des biocides

En raison d'une exposition potentielle aux biocides par voie respiratoire mais aussi par ingestion de poussières (chez l'enfant notamment), un calcul spécifique sera mis en œuvre pour les biocides afin de prendre en compte cette double exposition.

Afin de proposer une hiérarchisation établie sur un score final identique pour l'ensemble des substances étudiées, la méthode retenue consiste à établir des scores de toxicité aiguë, chronique et de fréquence intérieure de même force que ceux proposés pour les substances pour lesquelles seule la voie respiratoire a été prise en compte. Au total, les indices de hiérarchisation pour les biocides seront donc cotés, comme les autres polluants, entre 0 et 20.

2.3.4.1 Indice de toxicité aiguë (I_A)

L'indice de toxicité aiguë (I_A) des biocides sera établi en prenant en compte simultanément les risques potentiels liés aux voies respiratoire ($I_{A, \text{voie respiratoire}}$) et orale ($I_{A, \text{voie orale}}$). L'indice de toxicité aiguë sera obtenu en sommant les sous-indices liés à ces deux voies d'exposition.

$$I_A = I_{A, \text{voie orale}} + I_{A, \text{voie respiratoire}}$$

Pour la voie respiratoire, les mêmes règles de calcul que celles présentées initialement pour les autres substances seront appliquées aux biocides.

$$I_{A \text{ voie respiratoire}} = C_{\text{air}} / VTR_{VR}$$

Pour la voie orale, un calcul intermédiaire visant à estimer la quantité de pesticides ingérée quotidiennement (mg/kg/j) est nécessaire. Il est effectué en considérant un enfant de 15 kg ingérant 0,1 g de poussières par jour [US-EPA, 1997]. L'indice de toxicité aiguë lié à l'ingestion de poussières ($I_{A, \text{voie orale}}$) est estimé par le rapport entre la quantité de biocide ingérée et la VTR aiguë de la substance pour la voie orale.

$$I_{A \text{ voie orale}} = \text{Dose ingérée} / VTR_{VO} = (C_{\text{poussières}} \times \text{Qte de poussières ingérée}) / VTR_{VO}$$

Les scores d'indice de toxicité aiguë seront attribués selon les mêmes grilles que celles présentées lorsque seule la voie respiratoire était considérée, à savoir :

I_A	Score
$I_A > 1$	5
$0,5 < I_A < 1$	4
$0,1 < I_A < 0,5$	3
$0,01 < I_A < 0,1$	2
I_A non évalué*	1
$I_A < 0,01$	0

* absence de VTR respiratoire et orale ou absence de mesures environnementales dans l'air et les poussières

2.3.4.2 Indice de toxicité chronique

L'indice de toxicité chronique (I_C) sera calculé selon la méthode proposée en additionnant les scores obtenus à l'indice de cancérogénicité (I_K côté sur 5) et l'indice d'effet potentiel chronique (I_{EPC} côté sur 5).

L'indice de cancérogénicité sera construit sur des règles strictement identiques à celles décrites précédemment (score en fonction du degré de preuve de cancérogénicité).

En revanche, comme cela a été décrit pour la toxicité aiguë, l'indice d'effet potentiel chronique (I_{EPC}) des biocides sera calculé en sommant les indices d'effet potentiel liés à la voie orale ($I_{EPC, \text{voie orale}}$) et la voie respiratoire ($I_{EPC, \text{voie respiratoire}}$). Pour la voie orale, la quantité

de pesticides ingérée sera estimée pour un enfant de 15 kg ingérant 0,1 g de poussières par jour.

$$\begin{aligned}
 I_{EPC} &= I_{EPC, \text{ voie orale}} + I_{EPC, \text{ voie respiratoire}} \\
 &= (\text{Dose ingérée} / VTR_{VO}) + (C_{\text{Int, air}} / VTR_{VR}) \\
 &= [(C_{\text{poussières}} \times \text{Qte de poussières ingérée}) / VTR_{VO}] + (C_{\text{Int, air}} / VTR_{VR})
 \end{aligned}$$

Les scores seront attribués selon les grilles présentées lorsque seule la voie respiratoire était considérée, à savoir

<i>I_{EPC}</i>	<i>Score</i>
I_{EPC} > 1	5
0,5 < I_{EPC} < 1	4
0,1 < I_{EPC} < 0,5	3
0,01 < I_{EPC} < 0,1	2
I_{EPC} non évalué*	1
I_{EPC} < 0,01	0

* absence de VTR respiratoire et orale ou absence de mesures environnementales dans l'air et les poussières

2.3.4.3 Indice de « fréquence intérieure » (I_F)

La fréquence à laquelle les biocides sélectionnés sont retrouvés à l'intérieur des logements est établie à partir des 1^{ers} résultats de la campagne pré-opérationnelle réalisée par l'INERIS [Blanchard, 2001] à la demande de l'OQAI. La méthode mise en œuvre a permis de rechercher la présence des biocides simultanément dans l'air et dans les poussières des maisons. L'indice de « fréquence intérieure » est calculé en sommant pour chaque substance le nombre de mesurages aériens et particulaires dans lesquels la substance a pu être quantifiée.

$$\begin{aligned}
 I_F &= \text{Pourcentage de mesurages} > \text{Limite de Quantification Analytique} \\
 &= \frac{(\text{nombre de mesurages dans les poussières} > \text{LQA} + \text{nombre de mesurages dans l'air} > \text{LQA})}{(\text{nombre de mesurages dans les poussières} + \text{nombre de mesurages dans l'air})}
 \end{aligned}$$

2.4. Interprétation de l'Indice de Hiérarchisation sanitaire (IH)

Pour chaque polluant inscrit dans la liste dressée par les experts de l'OQAI, un Indice de Hiérarchisation sanitaire sera donc construit selon les méthodes développées dans les étapes précédentes, en sommant les scores attribués pour les indices de « toxicité aiguë », de « toxicité chronique » et de « fréquence intérieure ». Le tableau suivant rappelle et illustre le mode de construction de cet indice de hiérarchisation sanitaire.

Tableau 3 : Exemple de construction de l'indice de hiérarchisation sanitaire

<i>Substance</i>	« Indice de toxicité aiguë » (I _A) (0 à 5)	« Indice de toxicité chronique » (I _C) (0 à 10)	« Indice de fréquence intérieure » (I _F) (0 à 5)	Indice de hiérarchisation sanitaire (IH) (0 à 20)
XX	2	2	1	5
YYY	1	7	5	13

Ainsi calculé, cet indice permet d'envisager une hiérarchisation des substances entre elles . Cette hiérarchisation n'est pas un classement absolu des paramètres à mesurer dans le cadre des campagnes futures de l'OQAI ; il s'agit plus simplement d'un classement relatif des polluants sélectionnés en distinguant quatre classes de priorité :

- **classe A : substances « *hautement prioritaires* »**
 - ☞ **indice de hiérarchisation sanitaire ≥ 15**

- **classe B : substances « *très prioritaires* »**
 - ☞ **indice de hiérarchisation sanitaire compris entre 10 et 14**

- **classe C : substances « *prioritaires* »**
 - ☞ **indice de hiérarchisation sanitaire compris entre 5 et 9**

- **classe D : substances « *non prioritaires* »**
 - ☞ **indice de hiérarchisation sanitaire < 5**

2.5. Travaux internationaux de hiérarchisation des polluants intérieurs : axes de réflexion

La pollution de l'air intérieur est devenue un axe de préoccupation et de recherche intéressant l'ensemble de la communauté scientifique internationale. Les travaux réalisés ici ou là à travers le monde ont très souvent été réalisés sur des familles chimiques ou des représentants individualisés en fonction des compétences de chaque laboratoire, des centres d'intérêt des équipes de chercheurs ou de la toxicité avérée d'un polluant.

Les études ponctuelles réalisées sur tel ou tel paramètre ne permettent pas d'avoir une vision globale de la pollution intérieure en considérant simultanément l'ensemble des pollutions susceptibles d'y être rencontrées (chimique, biologique...). Seuls des programmes de grande envergure permettent d'envisager une approche considérant la pollution intérieure dans son intégralité.

Aujourd'hui, certains programmes nationaux émergents, à l'instar de celui de l'OQAI, cherchent ainsi à hiérarchiser les substances à surveiller dans les milieux clos. Par exemple, l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) et l'Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (IEH) ont proposé au cours des derniers mois des hiérarchisations des risques sanitaires liés aux polluants rencontrés dans les milieux intérieurs. Ces classifications sont basées sur les niveaux d'exposition mesurés respectivement dans les bâtiments de ces deux pays.

2.5.1. Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA)

L'US-EPA procède actuellement à un classement des substances chimiques individuelles retrouvées dans les milieux intérieurs. Il vise à définir les substances prioritaires pour lesquelles des actions devront être engagées [Johnston, 2002].

La méthode mise en œuvre par l'agence américaine présente de nombreuses similitudes avec la démarche retenue par notre groupe. Elle dérive de la méthode générale adoptée par l'agence américaine de protection de l'environnement pour hiérarchiser les polluants retrouvés dans l'air extérieur des villes [Roy, 1999]. Elle est également basée sur une démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires.

Les résultats préliminaires de ces travaux récents ont été présentés à la 9^{ème} conférence internationale sur la qualité de l'air intérieur « Indoor Air 2002 » en juin 2002 à Monterey – USA. Ils visent à hiérarchiser une soixantaine de substances chimiques retrouvées à l'intérieur des habitats. Ils sont basés sur les niveaux de pollution intérieurs typiquement rencontrés aux Etats-Unis et les VTR liées à chacune des substances étudiées. Seuls les effets liés à l'inhalation sont pris en considération. Quatre types de données environnementales ont été recueillies : concentrations intérieures moyennes (ou alternativement médiane), concentration moyenne (ou médiane) « intérieur – extérieur », percentiles 95 des concentrations intérieures (ou alternativement percentile 90 ou concentration maximale), et percentile 95 de « concentration intérieure – concentration extérieure » (ou à défaut, 90^{ème} percentile ou maximum).

La hiérarchisation est établie à partir d'un seul indice global sommant les effets potentiels aigus et chroniques. Les scores de « toxicité aiguë » ont été calculés de manière analogue à celle proposée par notre groupe de travail (concentration intérieure / VTR). Pour la toxicité

chronique, les VTR pour les effets non cancérogènes ont été directement prises en compte ; pour les effets cancérogènes, les concentrations atmosphériques associées à des risques de 10^{-6} et 10^{-4} ont été calculées. Des informations détaillées complémentaires sur les méthodes développées par l'agence américaine peuvent être retrouvées dans les documents cités en référence.

Selon les 1^{ers} résultats de l'agence américaine (en cours de validation), les premières substances reconnues comme prioritaires seraient :

- ☞ acétaldéhyde, formaldéhyde,
- ☞ benzène, toluène, xylènes,
- ☞ aldrine, alpha et gamma HCH, chlordane, dichlorvos, dieldrine, heptachlore,
- ☞ tétrachlorure de carbone, dichlorométhane, tétrachloréthylène, trichloréthylène, 1.1.1-trichloroéthane,
- ☞ arsenic, manganèse,
- ☞ chloroforme, chlorométhane, 1-4 dichlorobenzène,
- ☞ dichlorodifluorométhane, trichlorofluorométhane, hexane, 4-méthyl pentanone, naphtalène.

Ce classement n'inclut pas des mélanges comme la fumée de tabac environnementale (FTE) ou des polluants tels que le radon, les substances inorganiques, les contaminants biologiques ou les microorganismes. Selon l'agence américaine, la FTE et le radon, qui font l'objet par ailleurs de programmes individualisés, arriveraient largement en tête de ces classements. En outre, l'agence américaine considère que si la FTE n'est pas classée en tant que telle, nombre de ses constituants sont en pris en compte dans le classement (formaldéhyde, acétaldéhyde, benzène...). En l'absence de Valeurs Toxicologiques de Référence, les contaminants biologiques n'ont pas été intégrés dans ce classement.

Le document provisoire (draft) de l'US-EPA constitue une source de réflexion très intéressante. En raison de la spécificité des niveaux d'exposition rencontrés dans les habitats américains, les premières conclusions formulées par l'agence américaine ne peuvent pas être directement extrapolées à la situation française mais ils constituent néanmoins des axes de réflexion pouvant permettre de dégager des perspectives et des propositions de priorisation, de veille ou de surveillance qui mériteraient peut être d'être prises en considération par les responsables de l'OQAI. En raison des similitudes entre les méthodes de hiérarchisation mises en œuvre par l'US-EPA et notre groupe de travail, nous comparerons, à titre purement informatif, notre classement relatif avec la liste provisoire des substances prioritaires proposée par l'agence américaine de protection de l'environnement.

2.5.2. Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (IEH)

La méthode mise en œuvre par l'Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (Institute for Environment and Health, IEH) vise à étudier les effets sanitaires liés à une exposition aux polluants intérieurs chimiques ou biologiques mais également à des facteurs physiques (température, bruit ...) ou accidentels (chutes, incendies...) [ODPM, 2000]. Ces classements ne sont pas établis sur une démarche quantitative d'évaluation des risques mais sur une matrice à trois dimensions établie en fonction de la sévérité des effets délétères

imputables à chaque paramètre (4 classes allant de « extrêmement sévères »¹⁰, « sévères »¹¹, « modérés/sévères »¹² à « modérés »¹³ définies sur jugement d'experts), du nombre de personnes touchées¹⁴ annuellement en Angleterre (> 100 000, 10 000 à 100 000, 1 000 à 10 000, 100 à 1 000, 10 à 100 et 1 à 10) et de la force de la preuve du danger (fort, moyen ou faible).

Ces résultats, repris au niveau européen [ECA, 2000], indiquent les classifications suivantes :

- 1^{er} niveau de risque (niveau de risque le plus élevé) :
 - ☞ radon (pour certaines localisations géographiques),
 - ☞ fumée de tabac environnementale,
 - ☞ acariens des poussières de maison,
 - ☞ monoxyde de carbone,
- 2^{ème} niveau de risque :
 - ☞ moisissures,
 - ☞ bruit,
 - ☞ plomb (pour certaines localisations géographiques),
- 3^{ème} niveau de risque :
 - ☞ COV (selon l'organisme britannique, ce faible classement peut être du à des connaissances insuffisantes),
 - ☞ oxydes d'azote (ce faible classement peut également être du à des connaissances insuffisantes),
 - ☞ particules (des données récentes suggèrent à l'IEH que ce paramètre pourrait être reclassé dans un niveau de risque plus élevé),
- 4^{ème} niveau de risque :
 - ☞ dioxyde de soufre,
 - ☞ pesticides (selon l'IEH, il existe un potentiel de risque important largement contrôlé par les normes communément admises),
- absence de données permettant d'évaluer le risque :
 - ☞ champs électromagnétiques.

L'Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé classe finalement dans son rapport sur les effets sanitaires des pollutions intérieures [IEH, 2001] :

- la fumée de tabac environnementale (FTE), le monoxyde de carbone, les particules et les allergènes au titre des substances dont les effets sanitaires sont indéniables,
- les expositions au NO₂, formaldéhyde et COV comme des expositions n'induisant qu'un risque sanitaire réduit en fonction des niveaux de pollution rencontrés à l'intérieur des bâtiments britanniques,

¹⁰ Mort, paralysie définitive, cancers, brûlures à 80 %...

¹¹ Confusion mentale chronique et sévère, fièvre chronique et sévère, perte d'un pied ou d'une main, fractures graves...

¹² Troubles cardiaques modérés, problèmes dermatologiques sévères, tumeurs cutanées malignes pouvant être traitées, migraines, perte d'un doigt...

¹³ Irritation cutanée modérée, tumeurs bénignes, toux, fracture d'un doigt...

¹⁴ Fréquence d'occurrence en terme de mortalité, de pathologie...

- enfin, les risques liés aux expositions aux pesticides, HAP, moisissures et endotoxines restent mal évalués à ce jour et méritent des investigations complémentaires.

En conclusion, les objectifs de l'IEH et de l'OQAI divergent car, au contraire de l'Observatoire et de l'US-EPA, l'agence britannique a principalement pris en compte des paramètres physiques comme les incendies, les chutes, les accidents domestiques... La méthode mise en œuvre par l'IEH ne semble pas distinguer les effets à court terme et à long terme (par exemple, les effets liés à un accident domestique, un incendie ou à une exposition au radon sont pris en compte dans la même matrice de risque). *In fine*, la méthode et les critères retenus par l'IEH pour hiérarchiser les effets sanitaires liés aux « dangers intérieurs » (approche semi-quantitative avec jugement d'experts) semblent moins pertinents que ceux proposées par l'US-EPA (approche quantitative).

3. RESULTATS

3.1. Identification des dangers et synthèse des VTR

Afin de faciliter la lecture du document, nous présenterons successivement pour chacune des grandes familles chimiques étudiées les VTR aiguës et chroniques par voie respiratoire sous forme de tableaux de synthèse. Pour les biocides, les VTR aiguës et chroniques liées à une exposition par voie orale seront également présentées. Concernant les expositions chroniques, les effets cancérogènes et non cancérogènes seront distingués.

Dans ces tableaux de synthèse, les VTR sont accompagnées de l'organe cible ou des effets indésirables associés à l'exposition à chacune des substances. L'origine des études princeps ayant permis d'élaborer ces indices toxicologiques est également précisée (études humaines ou expérimentations animales). Pour les effets non cancérogènes, le facteur incertitude retenu par chaque instance dans l'élaboration de la VTR est également présenté ; il témoigne des variations inter-espèces et/ou interindividuelles, des variations entre les conditions expérimentales et les conditions réelles d'exposition¹⁵... De par leur mode de construction (le plus souvent par extrapolation linéaire des doses expérimentales vers les doses faibles), les VTR pour les effets cancérogènes sont établies sans prise en compte de facteur d'incertitude.

¹⁵ La VTR est le rapport entre la dose critique expérimentale (humaine ou animale) et les facteurs d'incertitude retenus :

$$\text{VTR} = \text{Dose critique} / \text{Facteur d'incertitude.}$$

Les deux principaux indicateurs utilisés pour estimer la dose critique sont le NOAEL (No Observed Adverse Effect Level ou Dose sans effet nocif observable) et le LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level ou Plus petite dose induisant un effet nocif observable)

3.1.1. Composés organiques volatils (COV)

Les Valeurs Toxicologiques de Référence recensées pour chacun des représentants des COV sélectionnés par les experts de l'OQAI (hydrocarbures aromatiques, hydrocarbures aliphatiques, terpènes, alcools et esters) sont présentées dans les tableaux suivants.

3.1.1.1 Exposition aiguë par voie respiratoire

Tableau 4 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les COV sélectionnés dans l'OQAI

	CASRN*	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾
1,1,1-trichloroéthane	71-55-6	10,8	Neurologique (H)	100	-		
1,2,4-triméthylbenzène	25551-13-7	-					
1,4-dichlorobenzène	106-46-7	4,8	Développement (A)	100	-		
1-méthoxy-2-propanol	107-98-2	-			-		
2-butoxyéthanol	111-76-2	28,8	Hématologique (A)	9	13,1 (sur 7 j)	Hématologique (A)	10
2-éthoxyéthanol	110-80-5	-			-		
2-éthoxyéthylacétate	111-15-9	-			-		
2-éthyl-1-hexanol	104-76-7	-			-		
2-méthoxyéthanol	109-86-4	-			-		
2-méthoxyéthyleacétate	110-49-6	-			-		
alpha-pinène	80-56-8	-			?		
benzène	71-43-2	0,16	Immunologique (A)	300	-		
butylacétate	123-86-4	-			-		
éthylbenzène	100-41-4	-			-		
limonène	138-86-3	-			-		
n-décane	124-18-5	-			-		
n-undécane	1120-21-4	-			-		
styrène	100-42-5	-			0,26 (sur 7 j)	Neurologique (H)	100
tétrachloroéthylène	79-01-6	1,4	Neurologique (H)	10	0,25 (sur 24 h)	Rénal (H)	400
toluène	108-88-3	3,8	Neurologique (H)	10	0,26 (sur 7 j)	Neurologique (H)	300
trichloréthylène	127-18-4	10,8	Neurologique (H)	30	-		
xylènes (o/m/p)	1330-20-7	4,3	Neurologique (H)	10	4,8 (sur 24 h)	Neurologique (H)	60

* numéro d'enregistrement international

⁽¹⁾: (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

3.1.1.2 Exposition chronique par voie respiratoire

Tableau 5 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les COV sélectionnés dans l'OQAI

	Classe cancérogène	VTR pour les effets cancérigènes (($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹)				VTR pour les effets non cancérigènes (mg/m ³)								
		CIRC / EPA	US-EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	US-EPA	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾
1,1,1-trichloroéthane	3/D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,8 (Int*) ^(b)	Neurologique (A)	100
1,2,4-triméthylbenzène	n.e. ^(a) /n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,4-dichlorobenzène	n.e./ n.e.	-	-	-	-	0,8	Hépatique (A)	100	0,134	↗ poids organes, rénal (?)	500	0,6	Hépatique (A)	100
1-méthoxy-2-propanol	n.e./ n.e.	-	-	-	-	2	Neurologique (A)	300	-	-	-	-	-	-
2-butoxyéthanol	n.e./ C	-	-	-	-	13	Sanguin (A)	30	-	-	-	1	Hématologique (H)	3
2-éthoxyéthanol	n.e./ n.e.	-	-	-	-	2 10 ⁻¹	Testiculaire, sanguin (A)	300	-	-	-	-	-	-
2-éthoxyéthylacétate	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-éthyl-1-hexanol	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-méthoxyéthanol	n.e./ n.e.	-	-	-	-	2 10 ⁻²	Testiculaire (A)	1000	-	Développement (A)	-	-	-	-
2-méthoxyéthylacétate	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
alpha-pinène	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
benzène	1/A	2,2 - 7,8 10 ⁻⁶	Sang (H)	4,4 - 7,5 10 ⁻⁶	Sang (H)	-	-	-	-	-	-	1,3 10 ⁻² (Int*)	Neurologique (A)	90
butylacétate	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
éthylbenzène	3/D	-	-	-	-	1	Développement (A)	300	22	Augmentation poids organes (?)	100	4,3 (Int*)	Développement (A)	100
limonène	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n-décane	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n-undécane	n.e./ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
styrène	2B/n.e.	-	-	-	-	1	Neurologique (H)	30	-	-	-	0,26	Neurologique (H)	100
tétrachloréthylène	2A/ n.e.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7 10 ⁻¹	Neurologique (H)	100
toluène	3/D	-	-	-	-	4 10 ⁻¹	Neurologique (H)	300	-	-	-	3 10 ⁻¹	Neurologique (H)	100
trichloréthylène	2A/ en cours	-	-	4,3 10 ⁻⁷	Testicules (A)	-	-	-	-	-	-	2 10 ⁻² (Int*)	Neurologique (A)	300
xylènes (m/p/o)	3/D	-	-	-	-	-	-	-	0,87	Neurologique (A)	1000	0,43	Neurologique (H)	100

⁽¹⁾ : (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

*Int : VTR pour une exposition subchronique ou intermédiaire

^(a) : non évalué

^(b) : en absence de VTR chronique pour le 1.1.1.trichloroéthane, nous proposons selon les règles affichées au chapitre 2.4.2.2., d'extrapoler une VTR chronique à partir de la VTR subchronique :
VTR chronique = VTR subchronique / 10 = 3,8 mg/m³ / 10 = 0,38 mg/m³

3.1.2. Aldéhydes

Les Valeurs Toxicologiques de Référence répertoriées pour les aldéhydes inclus dans ce travail de hiérarchisation sont présentées dans les tableaux suivants.

3.1.2.1 Exposition aiguë par voie respiratoire

Tableau 6 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les aldéhydes sélectionnés dans l'OQAI

	CASRN*	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾
acétaldéhyde	75-07-0	-			2 (sur 24 h)	Irritation yeux, tractus respiratoire (H)	20
benzaldéhyde	150-52-7	-			-		
formaldéhyde	50-00-0	0,05	Respiratoire (H)	9	0,1 (sur 30 minutes)	Respiratoire (H)	1
hexaldéhyde	66-25-1	-			-		
isobutyraldéhyde	78-84-2	-			-		
isovaléraldéhyde	590-86-3	-			-		
valéraldéhyde	110-62-3	-			-		

* numéro d'enregistrement international

⁽¹⁾: (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

3.1.2.2 Exposition chronique par voie respiratoire

Tableau 7 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les aldéhydes sélectionnés dans l'OQAI

	Classe cancérogène	VTR pour les effets cancérigènes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹				VTR pour les effets non cancérigènes (mg/m^3)										
		CIRC/EPA	US-EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	US-EPA	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	
acétaldéhyde	2B/B2	2,2 10 ⁻⁶		Voies respiratoires (A)	1,5 à 9 10 ⁻⁷		Voies respiratoires (A)	9 10 ⁻³	Dégénérescence épithélium olfactif (A)	1000	5 10 ⁻²	Respiratoire (A)	1000	-		
benzaldéhyde	n.e*/n.e.	-			-			-			-			-		
formaldéhyde	2A/B1	1,3 10 ⁻⁵		Nez (A)	-			-			-		0,01	Respiratoire et oculaire (H)	30	
hexaldéhyde	n.e./n.e.	-			-			-			-			-		
isobutyraldéhyde	n.e./n.e.	-			-			-			-			-		
isovaléraldéhyde	n.e./n.e.	-			-			-			-			-		
valéraldéhyde	n.e./n.e.	-			-			-			-			-		

⁽¹⁾: (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

* non évalué

3.1.3. Biocides

Pour les biocides, nous rappelons que les VTR ont été collectées pour la voie respiratoire et pour la voie orale.

3.1.3.1 Exposition aiguë par voie respiratoire

Tableau 8 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les biocides sélectionnés par l'OQAI

	CASRN ⁽¹⁾	ATSDR	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾	OMS	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾
4,4'DDT	50-29-3	-			-		
Alachlore	15972-60-8	-			-		
Aldrine	309-00-2	-			-		
Alpha – HCH	319-84-6	-			-		
Atrazine	1912-24-9	-			-		
Carbaryl	63-25-2	-			-		
Chlordane ^(a)	12789-03-6	-			-		
Chlorpyrifos	2921-88-2	-			-		
Coumafène (Warfarin)	81-81-2	-			-		
Diazinon	333-41-5	-			-		
Dichlorvos	62-73-7	1,81 10 ⁻²	Neurologique (A)	100	-		
Dieldrine	60-57-1	-			-		
Diflufénicanil	83164-33-4	-			-		
Diuron	330-54-1	-			-		
Endosulfan ^(b)	115-29-7	-			-		
Fenoxaprop-p-ethyl	71283-80-2	-			-		
Folpel	133-07-3	-			-		
Heptachlore	76-44-8	-			-		
Heptachlore époxyde ^(c)	1024-57-3	-			-		
Isoproturon	34123-59-6	-			-		
Lindane = HCH gamma	58-89-9	-			-		
Malathion	121-75-5	0,2	Neurologique (A)	100	-		
Methyl-parathion	298-00-0	-			-		
Metolachlore	51218-45-2	-			-		
Oxadiazon	19666-30-9	-			-		
Parathion	56-38-2	-			-		
Permethrin ^(d)	52645-53-1	-			-		
Propoxur (baygon)	114-26-1	-			-		
Terbutylazine	5915-41-3	-			-		
Trifluraline	1582-09-8	-			-		

⁽¹⁾ numéro d'enregistrement international

⁽²⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽³⁾ Facteur d'incertitude

^(a) Chlordane technique (CASRN 12789-03-6) = Cis-chlordane (CASRN 5103-71-9) + Trans-chlordane (CASRN 5103-74-2)

^(b) Endosulfan (CASRN 115-29-7) = Endosulfan A (CASRN 959-98-8) + Endosulfan B (CASRN 33213-65-9)

^(c) Heptachlore époxyde (CASRN 1024-57-3) = Heptachlore époxyde A + Heptachlore époxyde B

^(d) Permethrin (CASRN 52645-53-1) = Cis-permethrin (CASRN 61949-76-6) + Trans-permethrin (CASRN 61949-77-7)

3.1.3.2 Exposition aiguë par voie orale

Tableau 9 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/kg/j) pour une exposition aiguë par ingestion pour les biocides sélectionnés par l'OQAI

	CASRN ⁽¹⁾	ATSDR	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾	OMS ⁽⁴⁾	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾
4,4'DDT	50-29-3	0,0005	Développement (A)	1000	II		
Alachlore	15972-60-8	-			III		
Aldrine	309-00-2	0,002	Développement (A)	1000	obsolète		
Alpha – HCH	319-84-6	-			absent		
Atrazine	1912-24-9	0,01	Diminution du poids corporel (A)	100	U		
Carbaryl	63-25-2	-			II		
Chlordane ^(a)	12789-03-6	0,001	Développement (A)	1000	absent		
Chlorpyrifos	2921-88-2	0,003	Neurologique (H)	10	II		
Coumafène (Warfarin)	81-81-2	-			Ib		
Diazinon	333-41-5	-			II		
Dichlorvos	62-73-7	0,004	Neurologique (A)	1000	Ib		
Dieldrine	60-57-1	-			obsolète		
Diflufénicanil	83164-33-4	-			U		
Diuron	330-54-1	-			U		
Endosulfan ^(b)	115-29-7	-			absent		
Fenoxaprop-p-ethyl	71283-80-2	-			absent		
Folpel	133-07-3	-			U		
Heptachlore	76-44-8	-			II		
Heptachlore époxyde ^(c)	1024-57-3	-			absent		
Isoproturon	34123-59-6	-			III		
Lindane = HCH gamma	58-89-9	0,01	Neurologique (A)	100	II		
Malathion	121-75-5	-			III		
Methyl-parathion	298-00-0	-			Ia		
Metolachlore	51218-45-2	-			III		
Oxadiazon	19666-30-9	-			U		
Parathion	56-38-2	-			Ia		
Permethrin ^(d)	52645-53-1	-			absent		
Propoxur (baygon)	114-26-1	-			II		
Terbutylazine	5915-41-3	-			U		
Trifluraline	1582-09-8	-			U		

⁽¹⁾ numéro d'enregistrement international

⁽²⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽³⁾ Facteur d'incertitude

⁽⁴⁾ Classification OMS : Ia = extrêmement dangereux ; Ib = très dangereux ; II = modérément dangereux ; III = légèrement dangereux ; U = ne peut être dangereux ; Obsolète

^(a) Chlordane technique (CASRN 12789-03-6) = Cis-chlordane (CASRN 5103-71-9) + Trans-chlordane (CASRN 5103-74-2)

^(b) Endosulfan (CASRN 115-29-7) = Endosulfan A (CASRN 959-98-8) + Endosulfan B (CASRN 33213-65-9)

^(c) Heptachlore époxyde (CASRN 1024-57-3) = Heptachlore époxyde A + Heptachlore époxyde B

^(d) Permethrin (CASRN 52645-53-1) = Cis-permethrin (CASRN 61949-76-6) + Trans-permethrin (CASRN 61949-77-7)

3.1.3.3 Exposition chronique par voie orale

Tableau 10 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par voie orale pour les biocides sélectionnés par l'OQAI

	Classe cancérogène		VTR pour les effets cancérogènes (mg/kg/j) ⁽¹⁾				VTR pour les effets non cancérogènes (mg/kg/j)								
	CIRC	EPA	US-EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	US-EPA	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾
4,4' DDT	2B	B2	0,34	Foie (A)	-		5 10 ⁻⁴	Foie (A)	100	-			5 10 ⁻⁴ (Int ⁶)	Hépatique (A)	100
Alachlore	ne ⁽³⁾	ne	-		-		1 10 ⁻²	Anémie, hémosidérose (A)	100	-			-		
Aldrine	3	B2	17	Foie (A)	-		3 10 ⁻⁵	Foie (A)	1000	-			3 10 ⁻⁵	Hépatique (A)	1000
Alpha – HCH	2B	B2	6,3	Foie (A)	-		-			-			8 10 ⁻³	Hépatique (A)	100
Atrazine	3	ne	-		-		3,5 10 ⁻²	Cardiaque, √ PC (A)	100	-			-		
Carbaryl	3	ne	-		-		1 10 ⁻¹	Foie, rein (A)	100	-			-		
Chlordane ^(a)	2B	B2	3,5 10 ⁻¹	Foie (A)	-		5 10 ⁻⁴	Foie (A)	300	-			6 10 ⁻⁴	Hépatique (A)	100
Chlorpyrifos	ne	ne	-		-		3 10 ⁻³	Cholinergique (H)	10	-			1 10 ⁻³	Neurologique (A)	100
Coumafène	ne	ne	-		-		3 10 ⁻⁴	Sanguin (H) ^(f)	100	-			-		
Diazinon	ne	ne	-		-		-			-			2 10 ⁻⁴ (Int ⁶)	Neurologique (A)	100
Dichlorvos	2B	B2	0,29	Estomac, pancréas, leucémie (A)	-		5 10 ⁻⁴	Cholinergique (A)	100	-			5 10 ⁻⁴	Neurologique (A)	100
Dieldrine	3	B2	16	Foie (A)	-		5 10 ⁻⁵	Foie (A)	100	-			5 10 ⁻⁵	Hépatique (A)	100
Diflufénicanil	ne	ne	-		-		-			-			-		
Diuron	ne	ne	-		-		2 10 ⁻³	Sanguin (A)	300	-			-		
Endosulfan ^(b)	ne	ne	-		-		6 10 ⁻³	√ PC, SNC, rein (A)	100	-			2 10 ⁻³	Hépatique (A)	100
Fenoxaprop-p-ethyl	ne	ne	-		-		-			-			-		
Folpel	ne	B2	3,5 10 ⁻³	Tractus digestif (A)	-		1 10 ⁻¹	√ PC, sanguin (A)	100	-			-		
Heptachlore	2B	B2	4,5	Foie (A)	-		5 10 ⁻⁴	Foie (A)	300	-			-		
Heptachlore époxyde ^(c)	ne	B2	9,1	Foie (A)	-		1,3 10 ⁻⁵	Foie (A)	1000	-			-		
Isoproturon	ne	ne	-		-		-			-			-		
Lindane	2B	ne	-		-		3 10 ⁻⁴	Foie, rein (A)	1000	-			1 10 ⁻⁵ (Int ⁶)	Immunologique (A)	1000
Malathion	3	ne	-		-		2 10 ⁻²	Cholinergique (H)	10	-			2 10 ⁻²	Neurologique (?) ^(g)	100
Methyl-parathion	3	ne	-		-		2,5 10 ⁻⁴	Cholinergique, √ Hb (A)	100	-			3 10 ⁻⁴	Hématologique (A)	100
Metolachlore	ne	C	-		-		1,5 10 ⁻¹	√ PC (A)	100	-			-		
Oxadiazon	ne	ne	-		-		5 10 ⁻³	Foie, sang (A)	100	-			-		
Parathion	3	C	-		-		-			-			-		
Permethrin ^(d)	3	ne	-		-		5 10 ⁻²	Foie (A)	100	-			-		
Propoxur (baygon)	ne	ne	-		-		4 10 ⁻³	Cholinergique (H)	100	-			-		
Terbutylazine	ne	ne	-		-		-			-			-		
Trifluraline	3	C	7,7 10 ⁻³	Rénal, thyroïdien (A)	-		7,5 10 ⁻³	Foie, méthémoglobinémie (A)	100	-			-		

⁽¹⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

^(a) Chlordane (CASRN 12789-03-6) = Cis-chlordane (CASRN 5103-71-9) + Trans-chlordane (CASRN 5103-74-2)

^(c) Heptachlore époxyde (CASRN 1024-57-3) = Heptachlore époxyde A + Heptachlore époxyde B

^(e) VTR pour une exposition subchronique ou intermédiaire

^(f) effet anticoagulant (le coumafène ou warfarin est utilisé à des fins thérapeutiques pour ses propriétés anticoagulantes dans les maladies emboliques et thrombotiques)

^(g) Information détaillée non disponible en ligne sur le site internet de l'ATSDR, le toxprofile proposé n'étant pas encore validé à ce jour (draft)

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

⁽³⁾ non évalué

^(b) Endosulfan (CASRN 115-29-7) = Endosulfan A (CASRN 959-98-8) + Endosulfan B (CASRN 33213-65-9)

^(d) Permethrin (CASRN 52645-53-1) = Cis-permethrin (CASRN 61949-76-6) + Trans-permethrin (CASRN 61949-77-7)

3.1.3.4 Exposition chronique par voie respiratoire

Tableau 11 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les biocides sélectionnés par l'OQAI

	Classe cancérigène		VTR pour les effets cancérigènes (mg/m ³ · ⁻¹)				VTR pour les effets non cancérigènes (mg/m ³)								
	CIRC	EPA	US-EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	US-EPA	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾
4,4' DDT	2B	B2	9,7 10 ⁻²	Foie (A) ^(e)			-						-		
Alachlore	ne	ne	-				-						-		
Aldrine	3	B2	4,9	Foie (A) ^(e)			-						-		
Alpha – HCH	2B	B2	1,8	Foie (A) ^(e)			-						-		
Atrazine	3	ne	-				-						-		
Carbaryl	3	ne	-				-						-		
Chlordane ^(a)	2b	B2	1 10 ⁻¹	Foie (A) ^(e)			7 10 ⁻⁴	Foie (A)	1000				2 10 ⁻⁵	Hépatique (A)	1000
Chlorpyrifos	ne	ne	-				-						-		
Coumafène	ne	ne	-				-						-		
Diazinon	ne	ne	-				-						9 10 ⁻³ (Int ^f)	Neurologique (A)	30
Dichlorvos	2B	B2	-	Foie (A) ^(e)			5 10 ⁻⁴	Cholinergique (A)	100				5,4 10 ⁻⁴	Neurologique (A)	
Dieldrine	3	B2	4,6	Foie (A) ^(e)			-						-		
Diflufénicanil	ne	ne	-				-						-		
Diuron	ne	ne	-				-						-		
Endosulfan ^(b)	ne	ne	-				-						-		
Fenoxaprop-p-ethyl	ne	ne	-				-						-		
Folpel	ne	B2	-				-						-		
Heptachlore	2B	B2	1,3	Foie (A) ^(e)			-						-		
Heptachlore époxyde ^(c)	ne	B2	2,6	Foie (A) ^(e)			-						-		
Isoproturon	ne	ne	-				-						-		
Lindane	2B	ne	-				-						-		
Malathion	3	ne	-				-						2 10 ⁻² (Int ^f)	Respiratoire (A)	1000
Methyl-parathion	3	ne	-				-						-		
Metolachlore	ne	C	-				-						-		
Oxadiazon	ne	ne	-				-						-		
Parathion	3	C	-				-						-		
Permethrin ^(d)	3	ne	-				-						-		
Propoxur (baygon)	ne	ne	-				-						-		
Terbutylazine	ne	ne	-				-						-		
Trifluraline	3	C	-				-						-		

⁽¹⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales
^(a) Chlordane (CASRN 12789-03-6) = Cis-chlordane (CASRN 5103-71-9) + Trans-chlordane (CASRN 5103-74-2)
^(c) Heptachlore époxyde (CASRN 1024-57-3) = Heptachlore époxyde A + Heptachlore époxyde B
^(e) : extrapolation à partir des études par voie orale

⁽²⁾ Facteur d'incertitude ⁽³⁾ non évalué
^(b) Endosulfan (CASRN 115-29-7) = Endosulfan A (CASRN 959-98-8) + Endosulfan B (CASRN 33213-65-9)
^(d) Permethrin (CASRN 52645-53-1) = Cis-permethrin (CASRN 61949-76-6) + Trans-permethrin (CASRN 61949-77-7)
^(f) : VTR pour une exposition subchronique ou intermédiaire

3.1.4. Autres polluants gazeux (NO₂, CO et radon)

Les Valeurs Toxicologiques de Référence identifiées pour les autres polluants gazeux étudiés (dioxyde d'azote, monoxyde de carbone et radon) sont présentées dans les tableaux suivants.

3.1.4.1 Exposition aiguë par voie respiratoire

Tableau 12 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation pour le NO₂, le CO et le radon

	CASRN ⁽¹⁾	ATSDR	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾	OMS	Effet ⁽²⁾	FI ⁽³⁾
NO₂	10101-44-0	-			0,2 (sur une heure)	Respiratoire (H)	2
		-			10 (moyenne sur 8 h)		
					30 (moyenne sur 1 h)		
CO	630-08-0				60 (moyenne sur 30 minutes)	Cardiaque (H)	?
					100 (moyenne sur 15 minutes)		
radon	14859-67-7	-			-		

⁽¹⁾ numéro d'enregistrement international

⁽²⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽³⁾ Facteur d'incertitude

3.1.4.2 Exposition chronique par voie respiratoire

Tableau 13 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour le NO₂, le CO et le radon

	Classe cancérogène		VTR pour les effets cancérogènes				VTR pour les effets non cancérogènes (mg/m ³)								
	CIRC	EPA	EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	EPA	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾
NO₂	n.e.*	n.e.	-		-		-			4 10 ⁻²	Respiratoire (H)	?	-		
CO	n.e.	n.e.	-		-		-			-	-		-		
radon	1	n.e. (en cours)	-		3-6 10 ⁻⁵ (Bq/m ³) ⁻¹	Poumon (H)	-			-	-		-		

⁽¹⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

⁽²⁾ Facteur d'incertitude

* non évalué

3.1.5. Champs électromagnétiques

Dans les milieux intérieurs, les champs électromagnétiques de très basses fréquences (< 50 Hz) ou ELF (Extremely Low Frequency) trouvent principalement leur application dans les lignes électriques et courants domestiques. Il n'existe pas de Valeurs Toxicologiques de Référence pour les ELF dans les bases de données consultées.

En 2001, le CIRC a classé les ELF comme des cancérogènes possibles chez l'homme (catégorie 2B). Cette classification repose sur une augmentation significative de l'incidence des leucémies chez l'enfant dans les populations fortement exposées : chez les enfants exposés à plus de 0,4 µT en moyenne annuelle pondérée, on observe un doublement de l'incidence des leucémies.

Une étude anglaise montre que 0,4 % de la population dépasse les 0,4 µT. Les taux plus élevés observés aux Etats-Unis et au Canada (11% de la population) seraient liés aux caractéristiques des installations (nature du réseau, câblage électrique...) qui ne sont pas identiques d'un pays à l'autre. A ce jour, aucune étude n'a permis d'estimer l'exposition aux ELF dans l'habitat en France. En raison des larges variations d'exposition aux ELF d'un pays à un autre en fonction des caractéristiques locales des installations électriques, aucune extrapolation de données étrangères ne sera effectuée pour estimer l'exposition dans l'habitat français.

3.1.6. Fibres, particules et plomb

Les Valeurs Toxicologiques de Référence recensées pour les particules inertes (PM₁₀), l'amiante, les fibres minérales artificielles (FMA) et le plomb sont présentées dans les tableaux suivants.

3.1.6.1 Exposition aiguë par voie respiratoire

Tableau 14 : Valeurs Toxicologiques de Référence (mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation pour les particules, l'amiante, les fibres minérales artificielles et le plomb

	CASRN ⁽¹⁾	ATSDR	Effet ⁽²⁾	OMS	Effet ⁽²⁾
PM₁₀	-	-		Modèles de régression linéaire	Morbidité respiratoire ou cardiovasculaire, mortalité (H)
Amiante	-	-		-	
FMA	-	-		-	
plomb	7439-92-1	-		-	

⁽¹⁾ numéro d'enregistrement international

⁽²⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

Les modèles de régression linéaire proposés par l'OMS pour les particules atmosphériques fournissent l'augmentation relative des taux de mortalité ou de morbidité spécifique liés à l'augmentation de la concentration atmosphérique en PM₁₀. Ils ne peuvent pas être appliqués à la méthode de hiérarchisation retenue par notre groupe de travail. En l'absence d'autres informations, nous considérerons la Valeur de Référence proposée par l'Union Européenne

pour calculer l'indice de toxicité aiguë associé aux particules ; sur la base des résultats convergent d'études épidémiologiques (contextes d'exposition et de population variés) et ceux d'études expérimentales confortant les observations en population, l'Union Européenne a fixé dans sa directive du 22 avril 1999 une valeur de référence à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 24 h [UE, 1999].

3.1.6.2 Exposition chronique par voie respiratoire

Tableau 15 : Valeurs Toxicologiques de Référence pour une exposition chronique par inhalation pour les particules, l'amiante, les fibres minérales artificielles et le plomb

	Classe cancérogène		VTR pour les effets cancérogènes			VTR pour les effets non cancérogènes (mg/m^3)							
	CIRC	EPA	US-EPA	Site ⁽¹⁾	OMS	Site ⁽¹⁾	US-EPA	Effet ⁽¹⁾	OMS	Effet ⁽¹⁾	FI ⁽²⁾	ATSDR	Effet ⁽¹⁾
PM₁₀	-	-	-	-	-	-	-	Modèles de régression linéaire	Morbidité respiratoire ou cardiovasculaire, mortalité (H)	-	-	-	-
Amiante	1	-	-	-	0,2 (f/l) ^{-1 (a)}	Poumon (H)	-	-	-	-	-	-	-
FMA	2B*	-	-	-	1 10 ⁻⁶ (f/l) ⁻¹	Poumon (H)	-	-	-	-	-	-	-
Plomb	2B	B2	-	-	-	-	-	5 10 ⁻⁴	Neurologique (H)	1	-	-	-

⁽¹⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

* fibres céramiques

^(a) Excès de Risque de 15 cas de cancers du poumon pour 10 000 hommes, 10,4 cas pour 10 000 femmes pour une exposition vie entière à 25 f/l soit environ VTR = 0,2 (f/l)⁻¹ pour une exposition vie entière.

Concernant les particules atmosphériques, les effets des expositions de longue durée peuvent être quantifiés à l'aide des équations de régression linéaire proposées par l'OMS. Ces modèles ne pouvant être appliqués à notre stratégie de hiérarchisation, nous considérons la Valeur de Référence recommandée dans la directive du 22 avril 1999 de l'Union Européenne : la concentration moyenne annuelle à ne pas dépasser à partir de 2005 est fixée à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur moyenne annuelle devra être réduite à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ici l'an 2010 [UE, 1999]. Plus protectrice pour la santé, nous retiendrons la Valeur de Référence européenne fixée pour 2010.

3.1.7. Allergènes d'animaux (acariens, chien, chat)

En l'absence de Valeurs Toxicologiques de Référence dans les bases de données consultées (OMS, US-EPA, ATSDR), notre groupe de travail a dérivé des VTR aiguës et chroniques à partir des observations chez l'homme en considérant qu'il existe un seuil de dose provoquant l'apparition d'effets sanitaires liés à une exposition aux allergènes domestiques (acariens, chat, chien).

Les principaux effets sanitaires associés aux allergènes intérieurs sont l'asthme, la dermatite atopique et la rhinite allergique. L'allergénicité des poussières de maisons est généralement imputée à la présence d'allergènes d'acariens ; cette exposition représente un risque potentiel pour la santé des populations mais la relation causale entre exposition et développement d'effets sanitaires de type allergique reste mal documentée. Il semble exister une relation dose-réponse entre l'exposition aux allergènes d'acariens, d'animaux domestiques et le

phénomène de sensibilisation mais la relation entre l'exposition et la fréquence ou l'intensité des symptômes semble beaucoup moins nette [IEH, 2001].

Chez les patients atopiques, c'est à dire génétiquement prédisposés, il a été mis en évidence une relation entre l'exposition aux allergènes présents dans la poussière et l'acquisition d'une sensibilisation, d'une hyperactivité bronchique non spécifique et d'un asthme. Ainsi, il a été montré pour les divers allergènes domestiques qu'il existait un seuil à partir duquel une sensibilisation pouvait apparaître, c'est à dire l'acquisition d'Ig E [de Blay, 1995]. Il existe peu d'informations sur les effets d'une exposition aux allergènes d'animaux en fonction de l'âge des sujets exposés. L'acquisition d'une sensibilisation semble néanmoins être prédominante dans la petite enfance [Platts-Mills, 1992].

Notre groupe a dérivé des VTR pour les allergènes domestiques à partir des observations suivantes. Selon les résultats d'une étude effectuée en conditions réelles dans 50 domiciles strasbourgeois où l'on relève une concentration moyenne en allergènes de chat (*Fel d 1*) de 14 ng/m³, la dose moyenne d'allergènes déclenchant des symptômes respiratoires dans un délai médian d'exposition de 30 minutes serait de 4,2 ng de *Fel d 1*¹⁶ [Lieutier-Colas, soumis]. Considérant une ventilation respiratoire moyenne de 10 l/min (= 0,01 m³/min) et une exposition continue durant 8 heures, la dose provocatrice de 4,2 ng¹⁷ correspond à une VTR aiguë de 0,87 ng/m³. Cette même dose provocatrice correspond à une VTR chronique de 0,02 ng/m³ pour une exposition de 15 jours chez un sujet ventilant en moyenne 10 l/min.

En conditions réelles dans 7 maisons Strasbourgeoises où l'on note la présence d'un chien (moyenne = 3,4 ng/m³), la dose d'allergène canin (*Can f 1*) provoquant l'apparition de symptômes respiratoires chez l'homme dans un délai moyen d'exposition de 30 minutes est de 1 ng¹⁸. Cette dose provocatrice correspondant, pour une exposition de 8 heures chez un sujet ventilant en moyenne 10 l/min, à une VTR de 0,21 ng/m³. La dose provocatrice de 1 ng de *Can f 1* correspond à une VTR chronique de 0,005 ng/m³ pour un sujet exposé durant 15 jours et ventilant en moyenne 10 l/min.

La concentration de 10 µg d'allergènes d'acariens par gramme de poussières est considérée de manière consensuelle comme le seuil à partir duquel des symptômes respiratoires aigus sont observés chez l'homme. Une exposition chronique à une concentration de 2 µg/g de poussières peut être responsable d'une sensibilisation allergique : cette concentration peut être considérée comme une VTR chronique [de Blay, 1995].

Tableau 16 : Valeurs Toxicologiques de Référence par voie respiratoire pour les allergènes d'acariens, de chat et de chien

Espèce	Allergène	VTR aiguë	Effets (A,H) ⁽¹⁾	VTR chronique	Effets (A,H) ⁽¹⁾
Acarien	<i>Der p 1</i>	10 µg/g	Symptômes respiratoires (H)	2 µg/g	Sensibilisation (H)
Chat	<i>Fel d 1</i>	0,87 ng/m ³ ^(a)	Symptômes respiratoires (H)	0,02 ng/m ³ ^(a)	Symptômes respiratoires (H)
Chien	<i>Can f 1</i>	0,21 ng/m ³ ^(a)	Symptômes respiratoires (H)	0,05 ng/m ³ ^(a)	Symptômes respiratoires (H)

⁽¹⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

^(a) dérivée par le groupe de travail

¹⁶ Lors de tests de provocation bronchique à l'allergène de chat avec des particules de 10,3 µm de diamètre aérodynamique moyen, la dose moyenne provocatrice d'une chute d'au moins 20 % du VEMS est de 22,5 ng de *Fel d 1*.

¹⁷ Dose provocatrice = Concentration Atmosphérique x Ventilation Pulmonaire x Temps d'exposition
= 14 ng/m³ x 0,01 m³/min x 30 min = 4,2 ng

¹⁸ Dose provocatrice = Concentration Atmosphérique x Ventilation Pulmonaire x Temps d'exposition
= 3,4 ng/m³ x 0,01 m³/min x 30 min = 1 ng

3.1.8. Bactéries et moisissures

Il n'existe pas de VTR pour une exposition par voie respiratoire aux bactéries ou aux moisissures (dénombrements totaux ou espèces individualisées) dans les bases de données consultées. De plus, les connaissances actuelles ne permettent pas d'envisager la dérivation de VTR comme cela a pu être effectué pour les allergènes ; par voie respiratoire, aucune relation dose-réponse n'a pu être établie entre la flore bactérienne (ou fongique) totale, objectivées par dénombrements, et l'apparition d'effets sanitaires.

Les connaissances actuelles et la stratégie adoptée par le groupe de travail ne permettront donc pas de hiérarchiser les flores bactériennes et fongiques en tant que « famille d'agents dangereux ».

3.1.8.1 Moisissures et ergostérol

Un lien a pourtant été établi entre l'exposition aux moisissures rencontrées dans les maisons et les symptômes respiratoires chez les enfants, suggérant ainsi que ces biocontaminants peuvent avoir un effet sur la santé et le bien-être des populations [IEH, 2001].

Les moisissures peuvent induire des effets sur la santé soit par exposition directe par inhalation de spores, soit par contact direct sur la peau ou les yeux. Elles peuvent également relarguer une large gamme de composés (mycotoxines, COV...) susceptibles d'être à l'origine d'effets délétères. Lors d'une exposition intense, une large gamme d'effets sanitaires peut survenir : les symptômes allergiques le plus souvent décrits sont des irritations des muqueuses, des rhinites... Des effets plus sévères comme des crises d'asthme, une hypersensibilité pulmonaire, des infections ou des réactions toxiques peuvent également être observés.

Il existe une très grande variabilité interindividuelle vis à vis des effets sanitaires induits par les moisissures. Les sujets les plus sensibles sont les personnes souffrant de problèmes respiratoires (allergies, asthme...), de troubles du système immunitaire ou plus généralement les enfants et les personnes âgées.

L'ergostérol est un marqueur spécifique de la présence des moisissures dont les techniques de prélèvement dans l'air et d'analyse ont récemment été mises au point. Mais aucune relation causale n'a été mise en évidence entre l'exposition à l'ergostérol et l'apparition d'effets sanitaires. Il n'existe pas de relation dose-réponse pour l'ergostérol.

3.1.8.2 Bactéries et endotoxines

Aucune étude n'a permis d'identifier le potentiel d'action délétère de la charge atmosphérique bactérienne totale rencontrée dans les milieux intérieurs [IEH, 2001].

En revanche, il a été montré que les endotoxines, constituants spécifiques de la paroi des bactéries gram négatif, peuvent être à l'origine d'effets délétères chez l'homme. En l'absence de VTR pour les endotoxines dans les bases de données consultées, notre groupe de travail a dérivé des VTR basées sur des observations en population humaine : chez les sujets

asthmatiques, 20 µg d'endotoxines pures inhalées lors d'un test de provocation bronchique suffisent à provoquer un bronchospasme [Michel, 1989]. Cette dose provocatrice correspond pour des sujets ventilant en moyenne 10 l/min pendant 8 heures à une VTR aiguë de 4,1 µg/m³. Cette même dose provocatrice correspond à une VTR chronique de 92 ng/m³ pour une exposition de 15 jours chez un individu ventilant en moyenne 10 l/min.

Tableau 17 : Valeurs Toxicologiques de Référence par voie respiratoire pour les endotoxines

	VTR aiguë ⁽¹⁾	Effets (A,H) ⁽²⁾	VTR chronique ⁽¹⁾	Effets (A,H) ⁽²⁾
<i>Endotoxines</i>	4,1 µg/m ³	Bronchospasme (H)	92 ng/m ³	Bronchospasme (H)

⁽¹⁾: dérivée par le groupe de travail

⁽²⁾ (H) = établi à partir d'études chez l'homme (A) = établi à partir de données animales

3.2. Résultats préliminaires de la campagne pilote OQAI

Menée de mars à juillet 2001 sur 90 logements et 9 écoles, la campagne pilote de l'OQAI a permis de tester les outils, protocoles et questionnaires d'enquêtes indispensables à la mesure des polluants présents dans l'air intérieur. Son objectif était aussi de tester l'organisation sur le terrain en vue de la campagne à plus grande échelle prévue en 2003 sur 800 lieux de vie [Kirchner, 2002].

Cette campagne pilote a également permis de recueillir les niveaux de pollution de l'air à l'intérieur de 90 logements¹⁹ (272 personnes²⁰) répartis dans les agglomérations de Lille, Marseille et Strasbourg. Seuls les résultats validés²¹ de cette campagne pilote, présentés dans le tableau de la page suivante, ont été pris en compte par le groupe de travail. Ils ont été mis à disposition par la cellule « statistique » du CSTB. Ces résultats préliminaires restent pour l'instant du domaine de la confidentialité ; ils ne peuvent pas être utilisés à d'autres fins que dans le cadre de ce travail de hiérarchisation.

Les résultats concernant les biocides sont encore très fragmentaires. Ils n'ont pas été collectés au cours de la campagne pilote de l'OQAI : les résultats rapportés dans le tableau 19 ont été obtenus lors d'une campagne de mise au point des techniques de prélèvement et d'analyse effectuée durant le mois de juin 2001 par l'INERIS à la demande de l'OQAI. Neuf logements situés dans le nord de la France ont été investigués (un échantillonnage aérien et un prélèvement de poussières) selon les procédures proposées par l'INERIS [Blanchard, 2001]. Les concentrations maximales dans les poussières et dans l'air observées sur les 9 logements seront retenues pour caractériser les expositions aiguës. Les concentrations moyennes mesurées sur ces mêmes logements permettront de caractériser une exposition chronique.

¹⁹ Les logements enquêtés étaient tous des résidences principales (avec 69 % d'immeubles collectifs) dans lesquelles les travaux de rénovation étaient plutôt fréquents (60% des logements). Des disparités importantes apparaissent sur les renouvellements d'air calculés dans les chambres, ¾ d'entre elles étant décrites comme faisant l'objet d'une aération journalière (1 h par jour). La présence d'humidité sous forme d'infiltration d'eau, de dégât des eaux ou de traces d'humidité a été observée dans plusieurs logements (17, 8 et 30 des logements respectivement) avec 57% des traces d'humidité observées dans les chambres [<http://www.air-interieur.org>].

²⁰ Les ménages étudiés comportaient au total 272 personnes de 0 à 85 ans (avec 40% de ménages dont un membre fumait) avec 88 % d'actifs, 12% de chômeurs et 28% de propriétaires. 55% des ménages étaient en possession d'animaux domestiques. Un ménage sur deux se plaignait de nuisances sonores et 47% de gênes occasionnées par les odeurs extérieures. Le temps de présence moyen passé à l'intérieur du logement était de 14 h (de 11 h à 15 h selon la zone géographique) [<http://www.air-interieur.org>].

²¹ Les résultats collectés au cours de cette campagne pilote non encore validés par l'OQAI n'ont pas été utilisés en vue du travail de hiérarchisation (c'est le cas pour le NO₂ par exemple).

Tableau 18 : Résultats préliminaires de la campagne pilote de l'OQAI

Polluant	Unité	% de prélèvements > LQA ^(a)	Min	Max	Moyenne	Percentile 50 ^(b)	Percentile 90	Percentile 95	Percentile 98
1.1.1-trichloroethane	µg/m ³	9,50	0,7	6,06	0,97	0,7	0,94	2,9	5
1.2.4-triméthylbenzène	µg/m ³	90,5	0,7	55,42	4,46	2,4	9,05	9,6	22,625
1.4-dichlorobenzène	µg/m ³	58,7	0,7	293,22	15,46	1,36	16,9	83,1	162,6
1-methoxy-2-propanol	µg/m ³	61,9	0,7	32,08	3,15	1,65	7	10,4	15,82
2-butoxyéthanol	µg/m ³	22,2	0,7	14	1,49	0,7	3,4	4,4	8,9
2-éthoxyéthanol	µg/m ³	12,7	0,7	7,6	0,89	0,7	1,1	1,24	2,2
2-éthoxyéthyl acétate	µg/m ³	6,3	0,7	2,2	0,75	0,7	0,7	1	1,8
2-éthyl-1-hexanol	µg/m ³	50,8	0,7	12,06	2,10	1	5,2	6,6	10,8
Acétaldéhyde	µg/m ³	100	1,4	78	16,58	12	32	42,4	54,4
Allergènes d'acariens	µg/g	58,3	0,015	161,15	20,74	0,6	130,88	137,72	161,15
Allergènes de chat (<i>Fel d 1</i>)	ng/m ³	9,6	0,085	5,4125	0,34	0,085	0,2575	0,425	5,41
Allergènes de chien (<i>Can f 1</i>)	ng/m ³	39,4	0,4	11,8375	2,75	1,91	7,58	8,73	11,84
Alpha pinène	µg/m ³	93,6	0,7	262,06	13,01	5,86	23,35	25,6	42,74
Benzaldéhyde	µg/m ³	39,1	0,7	2	0,94	0,7	2	2	2
Benzène	µg/m ³	98,4	0,7	14,1	2,48	1,8	5	5,5	6,5
Butyl acétate	µg/m ³	63,5	0,7	40,86	4,07	1,42	9,06	19	29,7
Dioxyde d'azote	µg/m ³				<i>Non validés par l'OQAI</i>				
Endotoxines	µg/m ³	100	0,02	0,37	0,19	0,19	0,31	0,31	0,37
Ethylbenzène	µg/m ³	87,3	0,7	24,5	2,82	2	5,3	7	8,7
Fibres Minérales Artificielles	unité/cm ²	-	1,42	62,39	2,53	1,42	3,81	4,76	9,52
Formaldéhyde	µg/m ³	100	2	74,8	26,18	24	41	54	73
Hexaldéhyde	µg/m ³	96,6	0,7	138	22,08	17	41	49	106
Isobutyraldéhyde/Butyraldéhyde	µg/m ³	96,6	0,7	24	9,02	8,8	13,8	16	19
Isovaléraldéhyde	µg/m ³	100	2,1	3	2,12	2,1	2,1	2,1	2,64
Limonène	µg/m ³	100	1,5	71,18	15,00	8,9	35,8	57,34	67,1
Monoxyde de carbone	mg/m ³	91,7	-	62,1 ^(c)	0,2 ^(d)	0,2 ^(e)	1,2 ^(c)	3,5 ^(c)	9,2 ^(c)
n-décane	µg/m ³	96,8	0,7	105,5	10,78	5,9	20,4	25,2	50,925
n-undécane	µg/m ³	100	1,06	146,16	12,15	6,9	26,2	36,7	46,5
Styrène	µg/m ³	22,2	0,7	5,3	0,97	0,7	1,7	2	2,6
Tétrachloroéthylène	µg/m ³	81	0,7	73,6	3,46	1,38	4,1	6	30,2
Toluène	µg/m ³	100	3,6	145,2	23,52	15,6	41,4	58,8	115,5
Trichloroéthylène	µg/m ³	49,2	0,7	41,8	2,48	0,86	5,4	9,1	9,7
Valéraldéhyde	µg/m ³	92	0,7	27	5,68	5	11	14	18
xylènes (o,m,p)	µg/m ³	100	1,6	76,7	7,34	4,7	16,125	17,9	21,9

^(a) LQA = Limite de Quantification Analytique

^(b) percentile 50 = médiane

^(c) sur 1 heure dans les cuisines

^(d) moyenne journalière sur 8 heures

^(e) sur 8 heures

Tableau 19 : Estimations des concentrations maximales et moyennes en biocides à partir des premiers résultats de la campagne de prélèvements de l'INERIS

	Concentration maximale dans les poussières* (mg/g de poussière)	Concentration maximale dans l'air* (mg/m ³)	Concentration moyenne dans les poussières* (mg/g de poussière)	Concentration moyenne dans l'air * (mg/m ³)
4,4'DDT	< LD ⁽¹⁾	< LD	< LD	< LD
Alachlore	< LD	< LD	< LD	< LD
Aldrine	< LD	1,10 10 ⁻⁶	< LD	1,20 10 ⁻⁷
Alpha – HCH	1,25 10 ⁻⁵	< LD	1,79 10 ⁻⁶	< LD
Atrazine	< LD	< LD	< LD	< LD
Carbaryl	< LD	< LD	< LD	< LD
Chlordane	< LD	< LD	< LD	< LD
Chlorpyrifos	< LD	< LD	< LD	< LD
Coumafène (Warfarin)	< LD	< LD	< LD	< LD
Diazinon	2,00 10 ⁻⁴	4,50 10 ⁻⁵	2,22 10 ⁻⁵	5,20 10 ⁻⁶
Dichlorvos	2,89 10 ⁻³	2,24 10 ⁻³	5,66 10 ⁻⁴	4,55 10 ⁻⁴
Dieldrine	8,15 10 ⁻⁵	6,00 10 ⁻⁷	9,06 10 ⁻⁶	7,00 10 ⁻⁸
Diflufénicanil	< LD	< LD	< LD	< LD
Diuron	< LD	< LD	< LD	< LD
Endosulfan	7,07 10 ⁻⁵	2,30 10 ⁻⁶	8,01 10 ⁻⁶	4,20 10 ⁻⁷
Fenoxaprop-p-ethyl	< LD	< LD	< LD	< LD
Folpel	2,56 10 ⁻⁴	< LD	2,84 10 ⁻⁵	< LD
Heptachlore	< LD	1,00 10 ⁻⁷	< LD	2,00 10 ⁻⁸
Heptachlore époxyde	< LD	7,00 10 ⁻⁷	< LD	8,00 10 ⁻⁸
Isoproturon	< LD	< LD	< LD	< LD
Lindane	8,04 10 ⁻⁵	9,00 10 ⁻⁶	1,34 10 ⁻⁵	2,23 10 ⁻⁶
Malathion	< LD	3,40 10 ⁻⁶	< LD	3,70 10 ⁻⁷
Methyl-parathion	< LD	3,70 10 ⁻⁶	< LD	4,10 10 ⁻⁷
Metolachlore	< LD	< LD	< LD	< LD
Oxadiazon	1,15 10 ⁻⁴	< LD	1,28 10 ⁻⁵	< LD
Parathion	1,86 10 ⁻⁵	< LD	2,07 10 ⁻⁶	< LD
Permethrin	< LD	< LD	< LD	< LD
Propoxur (baygon)	5,12 10 ⁻³	2,82 10 ⁻⁴	9,99 10 ⁻⁴	4,44 10 ⁻⁵
Terbutylazine	4,00 10 ⁻⁴	< LD	1,37 10 ⁻⁴	< LD
Trifluraline	< LD	< LD	< LD	< LD

* observée sur 9 logements étudiés [Blanchard, 2001]

⁽¹⁾ inférieur à la Limite de Détection

3.3. Comparaison des niveaux d'exposition estimés dans la campagne pilote de l'OQAI avec la littérature scientifique nationale et internationale

Les niveaux d'exposition estimés au cours de la campagne pilote de l'OQAI ont été comparés aux données de la littérature nationale ou internationale dans le but de vérifier la cohérence entre les informations de l'OQAI et les niveaux de pollution intérieure estimés par ailleurs.

Trop incertaine, une comparaison quantitative détaillée n'a pas été engagée (méthodes de prélèvements et d'analyses difficiles à comparer d'une étude à une autre, variabilité des limites de détection ou de quantification des méthodes utilisées, durées et conditions de prélèvement variables, tailles des échantillons disparates, types de logements étudiés variables -maisons individuelles, résidences collectives..., modes de vie de leurs habitants différents...). De plus, les résultats recensés dans les divers travaux ne sont pas présentés selon des règles standardisées : les estimateurs choisis (moyenne arithmétique, moyenne géométrique, médianes, percentiles...) varient d'une étude à une autre ; ces présentations non homogènes et inconstantes dans les publications ou rapports collectés limitent les possibilités de comparaison directe ou la réalisation de tests statistiques.

La confrontation des données vise donc essentiellement à vérifier que les niveaux de pollution mesurés dans la littérature sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés dans les logements au cours de la campagne pilote de l'OQAI. Deux types d'informations sont comparés :

- les teneurs recensées pour estimer les expositions en situation aiguë (concentration maximale, P_{98} , P_{95} et P_{90}),
- les concentrations médianes (P_{50}) reflétant l'exposition chronique dans les habitats.

Comme nous l'avons vu, il est difficile de procéder à une comparaison statistique rigoureuse des concentrations intérieures « moyennes », choisies pour refléter l'exposition chronique, collectées au cours des divers travaux scientifiques (mélange de moyennes arithmétiques, géométriques ou de médianes...). Cependant, le tableau 20 montre globalement une bonne concordance entre les niveaux moyens d'exposition estimés lors la campagne pilote de l'OQAI et les concentrations moyennes dans les habitats recensées dans la littérature, avec des niveaux de pollution du même ordre de grandeur : le rapport entre les « concentrations OQAI » / « concentrations littérature » reste en effet compris dans une gamme variant de 0,1 à 10 soit une variation maximale d'un facteur 10 dans un sens ou dans l'autre (d'une manière générale, les niveaux d'exposition estimés dans la campagne pilote OQAI sont inférieurs à ceux rapportés dans la littérature). Seuls les résultats collectés lors de la campagne pilote OQAI sur les éthers de glycol pourraient être plus d'un ordre de grandeur inférieurs aux niveaux recensés dans la littérature. Ces observations mériteront d'être confirmées dans les prochaines campagnes de l'Observatoire car elles pourraient conduire, sur la base des mesures de la campagne pilote, à une sous estimation de l'impact sanitaire à long terme des éthers de glycol.

Il existe une plus grande disparité vis à vis des concentrations reflétant les situations d'exposition aiguë (tableau 21). Ceci est néanmoins assez logique puisque ces résultats reflètent justement des situations pouvant être très contrastées entre 2 sites (variations spatiales) ou au sein d'un même site (variations temporelles). La présentation des percentiles

95 et/ou 98 restant exceptionnelle dans la plupart des publications, seules les concentrations maximales et les P_{90} (affichées dans certaines études seulement) ont été comparées.

L'ensemble de ces informations indique donc d'une manière globale qu'il existe une bonne cohérence entre les données collectées lors de la campagne pilote de l'OQAI et les résultats de la littérature scientifique nationale ou internationale. Ces éléments de comparaison paraissent suffisants pour justifier et contrôler l'utilisation des données de la campagne pilote dans une première approche de hiérarchisation ; ils permettent d'accorder un certain degré de confiance dans l'utilisation des données de la campagne pilote OQAI, en sachant toutefois que celles-ci pourraient avoir une certaine tendance à sous-estimer l'exposition chronique (tableau 20).

En outre, cette relative cohérence et homogénéité des résultats permet également, dans un second temps, d'envisager la possibilité d'extrapoler des données françaises ou étrangères pour les paramètres n'ayant pas encore fait l'objet de mesures dans la campagne pilote de l'OQAI.

Tableau 20 : Concentrations « moyennes » (mg/m³) collectées au cours de la campagne pilote de l'OQAI et données de la littérature

Substances	OQAI ⁽¹⁾	Littérature ⁽²⁾	Source	Rapport "OQAI / Littérature"
1,1,1-trichloroéthane	7,00 10 ⁻⁴	6,29 10 ⁻³	Bonanno 2001	0,11
1,2,4-triméthylbenzène	2,40 10 ⁻³	11,5 10 ⁻³	HSDB 2002	0,21
		36 10 ⁻³	HSDB 2002	0,07
		2,43 10 ⁻³	Edwards 2001	0,99
1,4-dichlorobenzène	1,36 10 ⁻³	5 10 ⁻³	HSDB 2002	0,28
		3,45 10 ⁻³ (NF) ; 10,22 10 ⁻³ (F)	HSDB 2002	0,14 à 0,41
		6,3 10 ⁻³	Bonanno 2001	0,22
		0,8 à 1,81 10 ⁻³	US-EPA 2001	1,7 à 0,75
1-méthoxy-2-propanol (PGME)	1,65 10 ⁻³	6,00 10 ⁻²	HSDB 2002	0,03
2-éthoxyéthylacétate	7,00 10 ⁻⁴	2 à 130 10 ⁻³	HSDB 2002	0,35 à 5,38 10 ⁻³
2-butoxyéthanol (EGBE)	7,00 10 ⁻⁴	8 10 ⁻³	HSDB 2002	0,09
		2,62 10 ⁻³	Edwards 2001	0,27
2-éthoxyéthanol (EGEE)	7,00 10 ⁻⁴	6 10 ⁻³	HSDB 2002	0,12
		60 10 ⁻³	HSDB 2002	0,01
		10 10 ⁻³	HSDB 2002	0,07
2-éthyl-1-hexanol	1,00 10 ⁻³	2,00 10 ⁻³	HSDB 2002	0,5
2-méthoxyéthanol (EGME)	-	-	-	-
2-méthoxyéthylacétate (EGMEA)	-	-	-	-
acétaldéhyde	1,20 10 ⁻²	1,7 10 ⁻²	HSDB 2002	0,70
		5,2 10 ⁻³	HSDB 2002	2,31
		9,1 10 ⁻³	Edwards 2001	1,32
		24,1 10 ⁻³	Cicollella 1998	0,50
		6 10 ⁻³	Barguil 1990	2,00
Allergènes d'ariens (µg/g)	0,6	14,3	Vervloet 1999	0,04
		15,8 (Martigues)	Charpin 1991	0,04
		0,36 (Briançon)	Charpin 1991	1,67
Allergène de chat (ng/m ³)	0,085	2,9	De Blay 1997	0,03
Allergène de chien (ng/m ³)	1,91	-	-	-
alpha-pinène	5,90 10 ⁻³	9,09 10 ⁻³	Edwards 2001	0,65
benzaldéhyde	7,00 10 ⁻⁴	5,18 10 ⁻²	HSDB 2002	0,014
		4,18 10 ⁻³	Edwards 2001	0,17
benzène	1,80 10 ⁻³	7 10 ⁻³	IEH 1999	0,26
		2,7 10 ⁻³ à 7 10 ⁻³ selon saison	HSDB 2002	0,26 à 0,67
		7,82 10 ⁻³	Bonanno 2001	0,23
		1,57 10 ⁻³	Edwards 2001	1,15
		8 10 ⁻³	Berry 1996	0,23
		6 10 ⁻³	Gonzalez 2000	0,30
butylacétate	1,42 10 ⁻³	2 à 5 10 ⁻³	HSDB 2002	0,28 à 0,7
		34 10 ⁻³	HSDB 2002	0,04
		14 10 ⁻³	HSDB 2002	0,1
		6,1 10 ⁻³	HSDB 2002	0,23
		9,1 10 ⁻³ - 13,1 10 ⁻³	HSDB 2002	0,15 à 0,22
éthylbenzène	2,00 10 ⁻³	2,17 10 ⁻³	Edwards 2001	0,92
		2 10 ⁻²	IEH 1999	1,2
formaldéhyde	2,40 10 ⁻²	2,5 à 6 10 ⁻²	HSDB 2002	0,96 à 0,4
		3,3 10 ⁻²	Edwards 2001	0,72
		2,53 10 ⁻²	Cicollella 1998	0,95
hexaldéhyde (hexanal)	1,70 10 ⁻²	1 10 ⁻²	HSDB 2002	1,7
		6,6 10 ⁻³	HSDB 2002	2,57
		3,4 10 ⁻²	HSDB 2002	0,5
		8,66 10 ⁻³	Edwards 2001	1,96
isobutyraldéhyde	8,80 10 ⁻³	-	-	-
limonène	8,90 10 ⁻³	11 10 ⁻³	HSDB 2002	0,81
		16 10 ⁻³ - 77,5 10 ⁻³	HSDB 2002	0,56 à 0,12
		11,57 10 ⁻³	Edwards 2001	0,77
n-décane	5,90 10 ⁻³	3,3 10 ⁻³	HSDB	1,79
		2,65 10 ⁻³	Edwards 2001	2,23
NO ₂	(non validé)	15 10 ⁻³	Piechocki 2001	-
		28,5 10 ⁻³	Dusseaux 2000	-
		32,5 10 ⁻³	Mosqueron 2002 ^a	-
		43 10 ⁻³	Saintot 2000	-
		33 10 ⁻³	Barguil 1990	-

(1) : concentrations « moyennes » estimées par le percentile 50

(2) : concentration « moyenne » estimée également par une médiane ou, à défaut et selon les informations disponibles, par une moyenne arithmétique ou géométrique.

Tableau 20 (suite)

Substances	OQAI ⁽¹⁾	Littérature ⁽²⁾	Source	Rapport "OQAI / Littérature"
n-undécane	6,90 10 ⁻³	9 10 ⁻³	IEH 1999	0,77
		5 10 ⁻³	HSDB 2002	1,38
		7,6 10 ⁻³	HSDB 2002	0,91
		3,86 10 ⁻³ (NF) ; 14,5 10 ⁻³ (F)	HSDB 2002	0,48 à 1,78
		2,61 10 ⁻³	Edwards 2001	2,64
		1,4 10 ⁻²	Berry 1996	0,49
Particules (PM ₁₀)	-	3,44 10 ⁻²	IEH 2000	-
styrène	7,00 10 ⁻⁴	20,6 10 ⁻⁴	Bonanno 2001	0,34
		8,4 10 ⁻⁴	Edwards 2001	0,83
tétrachloroéthylène	1,38 10 ⁻³	8,54 10 ⁻³	Bonanno 2001	0,16
toluène	1,56 10 ⁻²	2,5 10 ⁻²	IEH 1999	0,62
		4,2 10 ⁻²	Bonanno 2001	0,37
		1,46 10 ⁻²	Edwards 2001	1,06
		4,2 10 ⁻²	Berry 1996	0,37
trichloréthylène	8,60 10 ⁻⁴	5 10 ⁻⁴	HSDB 2002	1,72
		16 10 ⁻⁴	HSDB 2002	0,54
		50 10 ⁻⁴	HSDB 2002	0,17
		3 à 8 10 ⁻⁴	US-EPA 2001	1,08 à 2,87
		20,5 10 ⁻⁴	Bonanno 2001	0,42
valéraldéhyde	5,00 10 ⁻³	0,5 10 ⁻³	HSDB 2002	10
		0,7 10 ⁻³	HSDB 2002	7,14
		1,9 10 ⁻³	HSDB 2002	2,63
		8 10 ⁻³	HSDB 2002	0,625
		15 10 ⁻³	HSDB 2002	0,333
xylènes (<i>o,m,p</i>)	6,54 10 ⁻³	20 10 ⁻³	IEH 1999	0,24
		18,34 10 ⁻³	Bonanno 2001	0,26
		8,01 10 ⁻³	Edwards 2001	0,81

⁽¹⁾: concentrations « moyennes » estimées par le percentile 50

⁽²⁾: concentration « moyenne » estimée également par une médiane ou, à défaut et selon les informations disponibles, par une moyenne arithmétique ou géométrique.

Tableau 21 : Concentrations maximales et 90^{ème} percentiles mesurés dans la campagne pilote de l'OQAI et données de la littérature (mg/m³)

Substances	Concentrations maximales (P ₁₀₀)				Percentiles 90 (P ₉₀)			
	OQAI	Littérature	Source	"OQAI/ Littérature"	OQAI	Littérature	Source	"OQAI/ Littérature"
1,1,1-trichloroéthane	6,06 10 ⁻³	-	-	-	9,40 10 ⁻⁴	-	-	-
1,2,4-triméthylbenzène	5,54 10 ⁻²	4 10 ⁻¹ 6,43 10 ⁻²	HSDB 2002 Edwards 2001	0,14 0,86	9,05 10 ⁻³	6,88 10 ⁻³	Edwards 2001	1,32
1,4-dichlorobenzène	2,93 10 ⁻¹	2,99 10 ⁻¹	HSDB 2002	0,98	1,69 10 ⁻²	-	-	-
1-méthoxy-2-propanol	3,21 10 ⁻²	-	-	-	7,00 10 ⁻³	-	-	-
2-butoxyéthanol	1,40 10 ⁻²	5,81 10 ⁻²	Edwards 2001	0,24	3,40 10 ⁻³	4,43 10 ⁻³	Edwards 2001	0,77
2-éthoxyéthanol	7,60 10 ⁻³	-	-	-	1,10 10 ⁻³	-	-	-
2-éthoxyéthylacétate	2,20 10 ⁻³	1,30 10 ⁻¹	HSDB 2002	0,02	7,00 10 ⁻⁴	-	-	-
2-éthyl-1-hexanol	1,21 10 ⁻²	1,00 10 ⁻²	HSDB 2002	1,21	5,20 10 ⁻³	-	-	-
2-méthoxyéthanol	-	-	-	-	-	-	-	-
2-méthoxyéthyleacétate	-	-	-	-	-	-	-	-
acétaldéhyde	7,80 10 ⁻²	4,8 10 ⁻² 1,11 10 ⁻² 2,27 10 ⁻²	HSDB 2002 HSDB 2002 Edwards 2001	1,62 7,02 3,43	3,20 10 ⁻²	-	-	-
Allergènes d'acariens (µg/g)	161,15	185,1	Vervloet 1991	0,87	130,88	-	-	-
Allergènes de chat (ng/m ³)	5,41	-	-	-	0,25	-	-	-
Allergènes de chien (ng/m ³)	11,8	-	-	-	7,58	-	-	-
alpha-pinène	2,62 10 ⁻¹	2,16 10 ⁻¹	Edwards 2001	1,22	2,34 10 ⁻²	3,84 10 ⁻²	Edwards 2001	0,61
benzaldéhyde	2,00 10 ⁻³	364,5 10 ⁻³ 16,71 10 ⁻³	HSDB 2002 Edwards 2001	0,00548 0,12	2,00 10 ⁻³	8,73 10 ⁻³	Edwards 2001	2,29 10 ⁻¹
benzène	1,41 10 ⁻²	1,41 10 ⁻²	Edwards 2001	1,00	5,00 10 ⁻³	4,20 10 ⁻³	Edwards 2001	1,19
butylacétate	4,09 10 ⁻²	5,49 10 ⁻¹	HSDB 2002	0,07	9,06 10 ⁻³	-	-	-
CO	62,1	-	-	-	8,00 10 ⁻²	-	-	-
éthylbenzène	2,45 10 ⁻²	1,90 10 ⁻²	Edwards 2001	1,29	5,30 10 ⁻³	5,79 10 ⁻³	Edwards 2001	0,92
FMA (f/cm ²)	62,4	-	-	-	3,81	-	-	-
formaldéhyde	7,48 10 ⁻²	6 10 ⁻² 15 10 ⁻² à 3,75 6,23 10 ⁻²	HSDB 2002 HSDB 2002 Edwards 2001	1,246 0,498 à 0,02 1,2	4,10 10 ⁻²	-	-	-
hexaldéhyde	1,38 10 ⁻¹	6,29 10 ⁻²	Edwards 2001	2,19	4,10 10 ⁻²	2,23 10 ⁻²	Edwards 2001	1,84
isobutyraldéhyde	2,40 10 ⁻²	-	-	-	1,38 10 ⁻²	-	-	-
isovaléraldéhyde	3,00 10 ⁻³	-	-	-	2,10 10 ⁻³	-	-	-
limonène	7,12 10 ⁻²	7,8 10 ⁻² 7,75 10 ⁻² 49,48 10 ⁻²	HSDB 2002 HSDB 2002 Edwards 2001	0,91 0,92 0,14	3,58 10 ⁻²	8,07 10 ⁻²	Edwards 2001	0,44
n-décane	1,06 10 ⁻¹	8,8 10 ⁻² 128,2 10 ⁻³	HSDB 2002 Edwards 2001	1,20 0,83	2,04 10 ⁻²	9,43 10 ⁻³	Edwards 2001	2,16
NO ₂	- (non validé)	56 10 ⁻³ 85,5 10 ⁻³	Dusseaux 2000 Mosqueron 2000	-	- (non validé)	-	-	-
n-undécane	1,46 10 ⁻¹	8,36 10 ⁻²	Edwards 2001	1,75	2,62 10 ⁻²	8,69 10 ⁻³	Edwards 2001	3,01
Particules (PM ₁₀)	-	6,53 10 ⁻²	IEH 2000	-	-	-	-	-
Radon	-	-	-	-	-	-	-	-
styrène	5,30 10 ⁻³	1,52 10 ⁻²	Edwards 2001	0,35	1,70 10 ⁻³	2,17 10 ⁻³	Edwards 2001	0,78
tétrachloroéthylène	7,36 10 ⁻²	-	-	-	4,10 10 ⁻³	-	-	-
toluène	1,45 10 ⁻¹	2,47 10 ⁻¹	Edwards 2001	0,59	4,14 10 ⁻²	3,74 10 ⁻²	Edwards 2001	1,11
trichloréthylène	4,18 10 ⁻²	9,1 10 ⁻³ (NF) 3,4 10 ⁻³ (F) 10,6 10 ⁻² 12 10 ⁻¹	HSDB 2002 HSDB 2002 HSDB 2002 HSDB 2002	4,59 12,29 0,39 0,03	5,40 10 ⁻³	-	-	-
valéraldéhyde	2,70 10 ⁻²	0,8 10 ⁻³ 0,9 10 ⁻³ 2 10 ⁻³	HSDB 2002 HSDB 2002 HSDB 2002	33,75 30 13,5	1,10 10 ⁻²	-	-	-
xylènes (o,m,p)	1,01 10 ⁻¹	8,64 10 ⁻²	Edwards 2001	1,17	2,22 10 ⁻²	1,91 10 ⁻²	Edwards 2001	1,17

3.4. Extrapolation des données de la littérature pour les paramètres non mesurés dans la campagne pilote de l'OQAI

Concernant les paramètres n'ayant pas fait l'objet de mesurages validés au cours de la campagne pilote de l'Observatoire, nous rappelons qu'il a été décidé de les intégrer dans la stratégie de hiérarchisation en extrapolant les résultats d'études nationales ou étrangères à la problématique de l'OQAI : ce choix concerne l'amiante, les champs électromagnétiques (< 50 Hz), le NO₂²², les particules, le plomb et le radon. Lorsqu'elles sont disponibles, les données françaises ont été préférées aux données collectées à l'étranger.

La relative homogénéité et concordance observée vis à vis des paramètres ayant fait conjointement l'objet de mesures lors de la campagne pilote et dans la littérature scientifique, nous autorise dans le cadre de cette première approche de hiérarchisation à extrapoler des données de la littérature pour hiérarchiser les substances n'ayant pas encore fait l'objet de mesures OQAI.

A défaut d'autre information, cette hypothèse constitue la seule manière d'intégrer ces paramètres dans notre protocole de hiérarchisation ; ce choix génère une incertitude qui sera discutée dans un chapitre réservé à cet effet.

Tableau 22: Extrapolation des données de la littérature pour les paramètres non mesurés dans la campagne pilote de l'OQAI

Substance	P ₅₀	Lieu de l'étude	Source	P ₉₅	Lieu de l'étude	Source
Amiante ^(a)	-			-		
Champs Electromagnétiques ^(b)	-			-		
NO ₂	28,5 µg/m ³	France	Dusseaux 2000	56 µg/m ³	France	Dusseaux 2000
Plomb	15,2 µg/m ³	USA	Bonanno 2001	-		
PM ₁₀	34,4 µg/m ³	Europe	IEH 2000	65,3 µg/m ³	Europe	IEH 2000
Radon	47 Bq/m ³	France	SFSP 2000	-		

^(a) Absence de données françaises dans les logements en dehors des campagnes « diagnostic »

^(b) Absence de données françaises

²² Polluant mesuré lors de la campagne pilote OQAI mais les résultats validés ne sont pas encore disponibles à ce jour.

3.5. Indices de Hiérarchisation

Les scores obtenus pour les trois sous-indices (indice de toxicité aiguë, indice de toxicité chronique et indice de fréquence intérieure) puis l'indice global de hiérarchisation seront successivement présentés dans des tableaux de synthèse selon l'ordre décroissant des scores attribués à chacun des polluants étudiés (biocides et non biocides). Ce mode de présentation vise à offrir une vision globale rapide et claire des scores et classements obtenus. Lorsque deux ou plusieurs substances ont une note identique, elles apparaissent selon un ordre alphanumérique.

Par ailleurs, des tableaux distincts pour les biocides d'une part et l'ensemble des autres paramètres étudiés (non biocides) d'autre part figurent en annexe (annexes 1 à 8) ; présentés selon un ordre d'apparition alpha numérique par substance, ils visent à faciliter l'accès aux informations détaillées conduisant à l'élaboration des scores des différents indices et rendre visible la construction des indices (principe de transparence).

3.5.1. Indices de toxicité aiguë (I_A)

Tableau 23: Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Toxicité Aiguë (I_A)

Substance	I _A Indice de toxicité aiguë	Substance	I _A Indice de toxicité aiguë	Substance	I _A Indice de toxicité aiguë
Allergène d'acariens	5	1,2,4-triméthylbenzène	1	1,1,1-trichloroéthane	0
Allergène de chien	5	1-méthoxy-2-propanol	1	2-butoxyéthanol	0
formaldéhyde	5	2-éthoxyéthanol	1	4,4'DDT	0
Particules (PM ₁₀)	5	2-éthoxyéthylacétate	1	Alachlore	0
Allergène de chat	3 ^(a)	2-éthyl-1-hexanol	1	Atrazine	0
CO	3 ^(b)	2-méthoxyéthanol	1	Carbaryl	0
Dichlorvos	3	2-méthoxyéthyleacétate	1	Chlordane	0
NO ₂	3	Aldrine	1	Chlorpyrifos	0
toluene	3 ^(c)	Alpha – HCH	1	Coumafène	0
1,4-dichlorobenzène	2	alpha-pinène	1	Diflufénicanil	0
acétaldéhyde	2	Amiante	1	Diuron	0
benzène	2	benzaldéhyde	1	endotoxines	0
tétrachloroéthylène	2 ^(d)	butylacétate	1	Fenoxaprop-p-ethyl	0
		Champs e.m	1	Isoproturon	0
		Diazinon	1	Malathion	0
		Dieldrine	1	Metolachlore	0
		Endosulfan	1	Permethrin	0
		éthylbenzène	1	styrène	0 ^(e)
		FMA	1	trichloréthylène	0
		Folpel	1	Trifluraline	0
		Heptachlore	1	xylènes	0 ^(f)
		Heptachlore époxyde	1		
		hexaldéhyde	1		
		isobutyraldéhyde	1		
		isovaléraldéhyde	1		
		limonène	1		
		Lindane	1		
		Methyl-parathion	1		
		n-décane	1		
		n-undécane	1		
		Oxadiazon	1		
		Parathion	1		
		Plomb	1		
		Propoxur	1		
		Radon	1		
		Terbutylazine	1		
		valéraldéhyde	1		

^(a) I_A = 5 avec P₉₈ ou P₁₀₀

^(b) I_A = 5 avec P₁₀₀

^(c) I_A = 4 avec P₁₀₀

^(d) I_A = 3 avec P₉₈ ou P₁₀₀

^(e) I_A = 2 avec P₉₈ ou P₁₀₀

^(f) I_A = 2 avec P₁₀₀

3.5.2. Indices de toxicité chronique (I_C)

Tableau 24 : Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Toxicité Chronique (I_C)

Substance	I _C Indice de toxicité chronique	Substance	I _C Indice de toxicité chronique
benzène	10	1,1,1-trichloroéthane	2
radon	10	1,2,4-triméthylbenzène	2
acétaldéhyde	9	2-éthoxyéthylacétate	2
dichlorvos	9	2-éthyl-1-hexanol	2
dieldrine	9	2-méthoxyéthanol	2
formaldéhyde	9	2-méthoxyéthyleacétate	2
plomb	9	alpha-pinène	2
trichloréthylène	9	Atrazine	2
Aldrine	8	benzaldéhyde	2
Heptachlore époxyde	7	butylacétate	2
Allergène de chat	6	Carbaryl	2
Allergène de chien	6	CO	2
Alpha – HCH	6	éthylbenzène	2
Amiante	6	hexaldéhyde	2
Heptachlore	6	isobutyraldéhyde	2
Particules	6	isovaléraldéhyde	2
NO ₂	5	limonène	2
4,4' DDT	4	Malathion	2
Allergène d'acariens	4	n-décane	2
Champs e.m	4	n-undécane	2
FMA	4	Permethrin	2
Folpel	4	Propoxur	2
Lindane	4	Terbutylazine	2
tétrachloroéthylène	4	valéraldéhyde	2
toluène	4	1-méthoxy-2-propanol	1
xylènes	4	2-éthoxyéthanol	1
1,4-dichlorobenzène	3	Alachlore	1
2-butoxyéthanol	3	Chlorpyrifos	1
Chlordane	3	Coumafène	1
Diazinon	3	Diflufénicanil	1
Methyl-parathion	3	Diuron	1
Metolachlore	3	Endosulfan	1
Parathion	3	endotoxines	1
Trifluraline	3	Fenoxaprop-p-ethyl	1
styrène	3	Isoproturon	1
		Oxadiazon	1

3.5.3. Indices de fréquence (I_F)

Tableau 25 : Classement des substances sélectionnées en fonction de leur Indice de Fréquence (I_F)

Substance	Score de l'indice de fréquence intérieure (I_F)	Substance	Score de l'indice de fréquence intérieure (I_F)
1,2,4-triméthylbenzène	5	1,1,1-trichloroéthane	1
acétaldéhyde	5	2-éthoxyéthanol	1
alpha-pinène	5	2-éthoxyéthylacétate	1
benzène	5	2-méthoxyéthanol	1
CO	5	2-méthoxyéthyleacétate	1
endotoxines	5	Aldrine	1
éthylbenzène	5	Allergène de chat	1
formaldéhyde	5	Alpha – HCH	1
hexaldéhyde	5	Amiante	1
isobutyraldéhyde	5	Champs e.m	1
isovaléraldéhyde	5	Diazinon	1
limonène	5	Dieldrine	1
n-décane	5	FMA	1
NO ₂	5	Folpel	1
n-undécane	5	Heptachlore	1
Particules (PM ₁₀)	5	Heptachlore époxyde	1
Radon	5	Malathion	1
tétrachloroéthylène	5	Methyl-parathion	1
toluène	5	Oxadiazon	1
valéraldéhyde	5	Parathion	1
xylènes	5	Plomb	1
1-méthoxy-2-propanol	4	4,4' DDT	0
butylacétate	4	Alachlore	0
Dichlorvos	4	Atrazine	0
Lindane	4	Carbaryl	0
1,4-dichlorobenzène	3	Chlordane	0
2-éthyl-1-hexanol	3	Chlorpyrifos	0
Allergène d'acariens	3	Coumafène	0
trichloréthylène	3	Diflufénicanil	0
2-butoxyéthanol	2	Diuron	0
Allergène de chien	2	Fenoxaprop-p-ethyl	0
benzaldéhyde	2	Isoproturon	0
Endosulfan	2	Metolachlore	0
Propoxur	2	Permethrin	0
styrène	2	Trifluraline	0
Terbutylazine	2		

3.5.4. Indices de Hiérarchisation (IH)

Tableau 26 : Classement des substances en fonction de leur indice de hiérarchisation (IH)

Substance	Indice de hiérarchisation (IH)	Substance	Indice de hiérarchisation (IH)	Substance	Indice de hiérarchisation (IH)
formaldéhyde	19	Heptachlore époxyde	9	2-éthoxyéthylacétate	4
benzène	17	Lindane	9	2-méthoxyéthanol	4
acétaldéhyde	16	Xylènes	9 ^(e)	2-méthoxyéthyleacétate	4
Dichlorvos	16	1,2,4-triméthylbenzène	8	4,4'DDT	4
Particules (PM ₁₀)	16	1,4-dichlorobenzène	8	Endosulfan	4
Radon	16	Alpha – HCH	8	1,1,1-trichloroéthane	3
Allergène de chien	13	alpha-pinène	8	2-éthoxyéthanol	3
NO ₂	13	Amiante	8	Chlordane	3
Allergène d'acariens	12	éthylbenzène	8	Malathion	3
toluène	12 ^(a)	Heptachlore	8	Metolachlore	3
trichloréthylène	12	hexaldéhyde	8	Oxadiazon	3
dieldrine	11	isobutyraldéhyde	8	Trifluraline	3
plomb	11	isovaléraldéhyde	8	Atrazine	2
tétrachloroéthylène	11 ^(b)	limonène	8	Carbaryl	2
aldrine	10	n-décane	8	Permethrin	2
allergènes de chat	10 ^(c)	n-undécane	8	Alachlore	1
CO	10 ^(d)	valéraldéhyde	8	Chlorpyrifos	1
		butylacétate	7	Coumafène	1
		1-méthoxy-2-propanol	6	Diflufénicanil	1
		2-éthyl-1-hexanol	6	Diuron	1
		Champs e.m	6	Fenoxaprop-p-ethyl	1
		endotoxines	6	Isoproturon	1
		FMA	6		
		Folpel	6		
		2-butoxyéthanol	5		
		benzaldéhyde	5		
		Diazinon	5		
		Methyl-parathion	5		
		Parathion	5		
		Propoxur	5		
		Styrène	5 ^(f)		
		Terbutylazine	5		

^(a) IH = 13 si I_A estimé avec P₁₀₀

^(b) IH = 12 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀

^(b) IH = 12 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀

^(d) IH = 12 si I_A estimé avec P₁₀₀

^(e) IH = 11 si I_A estimé avec P₁₀₀

^(f) IH = 7 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀

3.6. Interprétation des indices de hiérarchisation et priorisation des paramètres à mesurer

3.6.1. Classement général

Selon la méthode de hiérarchisation mise en œuvre et la définition des classes de priorisation proposées par le groupe de travail, on recense parmi la liste des agents sélectionnés en vue des futures campagnes de mesures de l'OQAI :

☞ 6 substances (8,4 %) «hautement prioritaires» (*Groupe A*) : **formaldéhyde, benzène, acétaldéhyde, particules, radon et dichlorvos,**

☞ 11 substances (15,5 %) «très prioritaires» (*Groupe B*) : **dioxyde d'azote, allergènes de chien, allergènes d'acariens, toluène, trichloréthylène, plomb, tétrachloréthylène, dieldrine, allergènes de chat, aldrine et monoxyde de carbone,**

☞ une majorité de polluants (45 %) est rangée dans la catégorie des substances «prioritaires»,

☞ 22 paramètres, soit près d'un tiers des agents sélectionnés, sont classés comme des substances non prioritaires. Parmi elles, on trouve majoritairement (17/22) des représentants de la famille des biocides et des éthers de glycol.

3.6.2. Classement général et niveau d'information disponible

La stratégie générale adoptée par le groupe de travail a permis de hiérarchiser de façon cohérente l'ensemble des agents dangereux avec l'état des connaissances actuelles. Cependant, le classement ainsi obtenu présenté sans information complémentaire sur le niveau de connaissance actuel pour chaque polluant (toxicologie, exposition) ne permettrait pas lors d'une lecture rapide de bien comprendre les raisons pour lesquelles une substance est classée "hautement prioritaire" ou au contraire "non prioritaire". Les implications décisionnelles ne sont pourtant pas les mêmes selon que le classement est dû à l'absence de connaissances (quels sont les effets toxiques et les relations dose-réponse pour un polluant donné par exemple ?), d'informations (quelle est la fréquence d'occurrence dans les logements ?) ou simplement parce que la puissance toxique et/ou les expositions sont faibles.

C'est pourquoi, le tableau suivant présente, à côté du classement général des substances et de leur catégorie de priorisation, une synthèse sur les éléments de connaissances toxicologiques et sur les expositions dans les milieux intérieurs (niveaux de concentration recensés et fréquence de détection dans les milieux intérieurs) ayant conduit à la construction de l'indice de hiérarchisation. Cette présentation montre d'une part que les niveaux de connaissance sont assez hétérogènes et d'autre part que le rang final de chaque agent dangereux est globalement assez dépendant du niveau de connaissance.

L'annexe 9 propose les moyennes de scores regroupés pour les différents produits de chaque famille chimique définies initialement par les experts de l'OQAI. Parmi les agents chimiques, les aldéhydes présentent le score moyen le plus élevé (IH = 10,3) suivis par les COV (IH = 7,4) puis les biocides (IH = 4,6). Les allergènes biologiques domestiques (acariens, chien, chat) constituent également une "famille" présentant un fort score moyen de hiérarchisation (IH = 11,7).

Tableau 27 : Classement des substances sélectionnées et niveau d'information disponible

Substance	IH	GH ⁽¹⁾	Informations disponibles			
			VTR aiguë ⁽²⁾	VTR chronique ⁽²⁾	Exposition ⁽³⁾	Fréquence ⁽⁴⁾
Formaldéhyde	19	A	+	+	+	+++++
Benzène	17	A	+	+	+	+++++
Acétaldéhyde	16	A	+	+	+	+++++
Dichlorvos	16	A	+	+	+	++++
Particules (PM ₁₀)	16	A	+	+	-	+++++
Radon	16	A	0	+	-	+++++
Allergènes de chien	13	B	+	+	+	++
NO ₂	13	B	+	+	-	+++++
Allergènes d'acariens	12	B	+	+	+	+++
Toluène	12	B	+	+	+	+++++
Trichloréthylène	12	B	+	+	+	+++
Dieldrine	11	B	0	+	+	+
Plomb	11	B	0	+	-	?
Tétrachloroéthylène	11	B	+	+	+	+++++
Aldrine	10	B	+	+	+	+
Allergènes de chat	10	B	+	+	+	+
CO	10	B	+	0	+	+++++
Lindane	9	C	+	+	+	++++
Heptachlore époxyde	9	C	0	+	+	+
Xylènes	9	C	+	+	+	+++++
1,2,4-triméthylbenzène	8	C	0	0	+	+++++
1,4-dichlorobenzène	8	C	+	+	+	+++
Alpha-HCH	8	C	0	+	+	+
Alpha-pinène	8	C	0	0	+	+++++
Amiante	8	C	0	+	0	?
Ethylbenzène	8	C	0	+	+	+++++
Hexaldéhyde	8	C	0	0	+	+++++
Heptachlore	8	C	0	+	+	+
Isobutyraldéhyde	8	C	0	0	+	+++++
Isovaléraldéhyde	8	C	0	0	+	+++++
Limonène	8	C	0	0	+	+++++
n-décane	8	C	0	0	+	+++++
n-undécane	8	C	0	0	+	+++++
Valéraldéhyde	8	C	0	0	+	+++++

- - - Suite du tableau en page suivante - - -

⁽¹⁾ Groupes de hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ Information sur les VTR : « + » = au moins une VTR est disponible ; « 0 » = pas de VTR disponible (dans les bases de données interrogées)

⁽³⁾ Concentration d'exposition : « + » = connue et issue de la campagne pilote OQAI ; « - » = issue de la littérature (extrapolation) ; « 0 » = inconnue

⁽⁴⁾ Fréquence de détection : « +++++ » > 80 % ; « ++++ » de 60 à 80 % ; « +++ » de 40 à 60 % ; « ++ » de 20 à 40 % ; « + » < 20 % ; « 0 » = non détecté ; « ? » = inconnue

Tableau 27 (suite) : Classement des substances sélectionnées et niveau d'information disponible

Substance individuelle	IH	GH ⁽¹⁾	Informations disponibles			
			VTR aiguë ⁽²⁾	VTR chronique ⁽²⁾	Exposition ⁽³⁾	Fréquence ⁽⁴⁾
Butylacétate	7	C	0	0	+	++++
1-méthoxy-2-propanol	6	C	0	+	+	++++
2-éthyl-1-hexanol	6	C	0	0	+	+++
Champs e.m	6	C	0	0	0	?
Endotoxines	6	C	+	+	+	+++++
FMA	6	C	0	+	0	?
Folpel	6	C	0	+	+	+
2-butoxyéthanol	5	C	+	+	+	+++
Benzaldéhyde	5	C	0	0	+	++
Diazinon	5	C	0	+	+	+
Methyl-parathion	5	C	0	+	+	+
Parathion	5	C	0	0	+	+
Propoxur	5	C	0	+	+	++
Styrène	5	C	+	+	+	++
Terbutylazine	5	C	0	0	+	++
2-éthoxyéthylacétate	4	D	0	0	+	+
2-méthoxyéthanol	4	D	0	+	0	?
2-méthoxyéthyleacétate	4	D	0	0	0	?
4,4' DDT	4	D	+	+	+	0
Endosulfan	4	D	0	+	+	++
1,1,1-trichloroéthane	3	D	+	+	+	+
2-éthoxyéthanol	3	D	0	+	+	+
Chlordane	3	D	+	+	+	0
Malathion	3	D	+	+	+	+
Metolachlore	3	D	0	+	+	0
Oxadiazon	3	D	0	+	+	+
Trifluraline	3	D	0	+	+	0
Atrazine	2	D	+	+	+	0
Carbaryl	2	D	0	+	+	0
Permethrin	2	D	0	0	+	0
Alachlore	1	D	0	+	+	0
Chlorpyrifos	1	D	+	+	+	0
Coumafène	1	D	0	+	+	0
Diflufénicanil	1	D	0	0	+	0
Diuron	1	D	0	+	+	0
Fenoxaprop-p-ethyl	1	D	0	0	+	0
Isoproturon	1	D	0	0	+	0

⁽¹⁾ Groupes de hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ Information sur les VTR : « + » = au moins une VTR est disponible ; « 0 » = pas de VTR disponible (dans les bases de données interrogées)

⁽³⁾ Concentration d'exposition : « + » = connue et issue de la campagne pilote ; « - » = issue de la littérature ; « 0 » = inconnue

⁽⁴⁾ Fréquence de détection : « +++++ » > 80 % ; « ++++ » de 60 à 80 % ; « +++ » de 40 à 60 % ; « ++ » de 20 à 40 % ; « + » < 20 % ; « 0 » = non détecté ; « ? » = inconnue

3.6.3. Classification en fonction des niveaux de connaissance

Afin de dégager quelques perspectives de priorité de mesurages et/ou de recherche, nous proposons d'étudier le classement relatif des substances présentant un niveau d'information identique. Trois sous-classements distincts sont présentés pour :

- les substances pour lesquelles on dispose d'informations complètes (informations toxicologiques et métrologiques),
- les substances pour lesquelles les informations toxicologiques sont nulles,
- les substances pour lesquelles il n'existe pas de données d'exposition (indépendamment de la disponibilité ou non de VTR).

Ce second niveau de présentation a pour objectif :

- de hiérarchiser entre-elles les substances présentant un niveau de connaissance homogène sur les expositions ou sur les effets indésirables pour la santé,
- de pointer, parmi les substances aux informations lacunaires, celles qui seraient prioritaires en matière de programmation de recherche en terme de toxicologie ou d'expologie.

3.6.3.1 Substances pour lesquelles les informations toxicologiques et d'exposition sont disponibles

Le classement des substances pour lesquelles les informations toxicologiques (VTR aiguë et chronique) et les niveaux d'exposition sont renseignés est présenté dans le tableau suivant. Cet état d'avancement des connaissances permet *a priori* d'accorder un certain degré de confiance dans le classement établi pour chacune de ces substances. Il convient toutefois d'être relativement prudent vis à vis de l'estimation de l'exposition aux pesticides dans les milieux intérieurs puisque l'on rappelle qu'elle repose sur les résultats collectés lors la campagne de mesure réalisée par l'INERIS et le CSTB dans 9 logements français seulement.

Ce classement confirme toutefois l'intérêt avancé dans la littérature de mesurer des polluants comme les aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde...) ou les COV (benzène, toluène...). Un représentant des biocides, le dichlorvos, s'inscrit également comme une substance « hautement prioritaire ». Constituants d'une « famille » aux effets sanitaires connus, les allergènes domestiques (acariens, chien et chat) méritent aussi d'être mesurés en tant que substances « très prioritaires ». Les connaissances actuelles conduisent également à classer certains dérivés chlorés (trichloréthylène et tétrachloréthylène) comme des substances à mesurer de manière « très prioritaire ».

Enfin, en fonction des niveaux intérieurs estimés dans la campagne pilote et du potentiel toxique des agents suivants, la mesure de l'exposition au 4,4-DDT, 1,1,1-trichloroéthane, chlordane, malathion, atrazine et au chlorpyrifos dans les logements français ne semble pas être une priorité d'action.

Tableau 28: Classement des substances pour lesquelles les informations toxicologiques et d'exposition sont disponibles

	I _A	I _C	I _F	I _H	GH ⁽¹⁾	Effet aigu (A/H ⁽²⁾ ; FI ⁽³⁾)	Effet chronique (A/H ⁽²⁾ ; FI ⁽³⁾)	Cancérogénicité ⁽⁴⁾
Formaldéhyde	5	9	5	19	A	Respiratoire (H ; 9)	Cancer nez (A)	2A/B1
Benzène	2	10	5	17	A	Immunologique (A ; 300)	Leucémie (H)	1/A
Acétaldéhyde	2	9	5	16	A	Irritations muqueuses (H ; 20)	Cancers respiratoires (A)	2B/B2
Dichlorvos	3	9	4	16	A	Neurologique (A ; 100*)	Cancers digestifs (A)	2B/B2
Allergènes chien	5	6	2	13	B	Respiratoire (H)	Respiratoire (H)	ne/ne
Allergènes acariens	5	4	3	12	B	Respiratoire (H)	Respiratoire (H)	ne/ne
Toluène	3	4	5	12 ^(a)	B	Neurologique (H ; 300)	Neurologique (H ; 100)	3/D
Trichloréthylène	0	9	3	12	B	Neurologique (H ; 30)	Cancer testicules (A)	2A/ne
Tétrachloréthylène	2	4	5	11 ^(b)	B	Rénal (H ; 100)	Neurologique (H ; 100)	2A/ne
Aldrine	1	8	1	10	B	Développement (A ; 1000)	Cancer foie (A)	3/B2
Allergènes chat	3	6	1	10 ^(c)	B	Respiratoire (H)	Respiratoire (H)	ne/ne
Lindane	1	4	4	9	C	Neurologique (A ; 100)	Foie, rein (A)	2B/ne
Xylènes	0	4	5	9 ^(d)	C	Neurologique (H ; 10)	Neurologique (H ; 100)	3/D
1,4-dichlorobenzène	2	3	3	8	C	Développement (A ; 100)	Rénal (? ; 500)	ne/ne
Endotoxines	0	1	5	6	C	Respiratoire (H)	Respiratoire (H)	ne/ne
2 butoxyéthanol	0	3	2	5	C	Hématologique (A ; 10)	Hématologique (H ; 3)	ne/C
Styrène	0	3	2	5 ^(e)	C	Neurologique (H ; 100)	Neurologique (H ; 100)	2B/ne
4,4-DDT	0	4	0	4	D	Développement (A ; 1000)	Cancer foie (A)	2B/B2
1,1,1-trichloréthane	0	2	1	3	D	Neurologique (H ; 100)	Neurologique (A ; 1000**)	3/D
Chlordane	0	3	0	3	D	Développement (A ; 1000)	Cancer foie (A)	2B/B2
Malathion	0	2	1	3	D	Neurologique (A ; 100)	Cholinergique (H ; 10)	3/ne
Atrazine	0	2	0	2	D	⚠ poids corporel (A ; 100)	Cardiaque (A ; 100)	3/ne
Chlorpyrifos	0	1	0	1	D	Neurologique (H ; 10)	Cholinergique (H)	ne/ne

⁽¹⁾ Groupes de Hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ (A) : données animales / (H) : données humaines

⁽³⁾ FI : Facteur d'incertitude

⁽⁴⁾ classement établi selon les critères de classification proposés par le CIRC et l'US-EPA (cf tableau 2) ; « ne » = non évalué

^(a) IH = 13 si I_A estimé avec P₁₀₀ (I_A = 4)

^(b) IH = 12 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀ (I_A = 3)

^(c) IH = 12 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀ (I_A = 5)

^(d) IH = 11 si I_A estimé avec P₁₀₀ (I_A = 2). Les xylènes seraient alors classés dans la catégorie B.

^(e) IH = 7 si I_A estimé avec P₉₈ ou P₁₀₀ (I_A = 2)

* FI = 100 pour une exposition par voie orale ; les effets rapportés par voie respiratoire sont les mêmes mais le facteur d'incertitude est plus grand (FI = 1000)

** VTR subchronique fournie par l'ATSDR avec FI = 100 ; extrapolation par le groupe de travail de la VTR subchronique en une VTR chronique avec prise en compte d'un FI supplémentaire de 10 pour la durée inappropriée de l'exposition.

Basée sur une campagne de mesures effectuée sur une soixantaine de logements pour les substances « non biocides » et 9 habitats pour les biocides, l'estimation de la fréquence d'occurrence de ces différents polluants dans les milieux intérieurs et les niveaux moyens qui y sont rencontrés méritent d'être confirmés sur des échantillons plus importants, en particulier pour les représentants de la famille des biocides. Ces niveaux d'exposition intérieure ne doivent pas être considérés comme représentatifs du parc immobilier français. Une validation et une mise à jour de la hiérarchisation devront donc être entreprises à partir notamment des résultats obtenus lors de la future campagne opérationnelle de l'OQAI effectuée sur 800 logements répartis sur l'ensemble du territoire national et recrutés selon une méthode d'échantillonnage probabiliste.

3.6.3.2 Substances pour lesquelles l'information toxicologique est absente

Certaines substances restent encore aujourd'hui assez mal documentées au plan toxicologique (absence de VTR aiguë et chronique). Ces lacunes toxicologiques expliquent partiellement le classement moyen obtenu par ces polluants classés en catégorie C ou D ; en effet, notre méthode conduit, en application du principe de précaution, à leur attribuer un indice de toxicité aiguë ou un indice d'effet potentiel chronique de 1. Dans ce cas, le score obtenu pour ces substances repose principalement sur leur potentiel cancérigène et leur fréquence d'occurrence dans les milieux intérieurs. Or, excepté pour le parathion (cancérigène possible) et le perméthrin (inclassables), le pouvoir cancérigène de l'ensemble des substances répertoriées dans le tableau ci-dessous n'a pas été évalué à ce jour.

Tableau 27: Classement des substances pour lesquelles les VTR aiguë et chronique sont manquantes

Substance individuelle	I _A	I _C	I _F	I _H	GH ⁽¹⁾	VTR aiguë	VTR chronique	Classe de cancérogénéité ⁽²⁾
1,2,4-triméthylbenzène	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
alpha-pinène	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Hexaldéhyde	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Isobutyraldéhyde	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Isovaléraldéhyde	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Limonène	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
n-décane	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
n-undécane	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Valéraldéhyde	1	2	5	8	C	-	-	ne/ne
Butylacétate	1	2	4	7	C	-	-	ne/ne
2-éthyl-1-hexanol	1	2	3	6	C	-	-	ne/ne
Benzaldéhyde	1	2	2	5	C	-	-	ne/ne
Parathion	1	3	1	5	C	-	-	3/C
Terbutylazine	1	2	2	5	C	-	-	ne/ne
2-ethoxyethylacétate	1	2	1	4	D	-	-	ne/ne
Permethrin	0	2	0	2	D	-	-	3/ne
Diflufénicanil	0	1	0	1	D	-	-	ne/ne
Fénoxyprop-p-éthyl	0	1	0	1	D	-	-	ne/ne
Isoproturon	0	1	0	1	D	-	-	ne/ne

⁽¹⁾ Groupes de Hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ classement établi selon les critères de classification proposés par le CIRC et l'US-EPA (cf tableau 2) : « ne » = non évalué ; 3 = inclassable ; C = Cancérigène possible

Le tableau précédent permet donc de dégager les principaux axes sur lesquels des efforts de recherche en matière de toxicologie pourraient être engagés : les priorités mériteraient peut être dans un premier temps d'être axés sur les paramètres les plus fréquemment détectés dans les milieux intérieurs (I_F = 5), c'est à dire par ordre alphanumérique : 1,2,4-triméthylbenzène, alpha-pinène, hexaldéhyde, isobutyraldéhyde, limonène, n-décane, n-undécane et valéraldéhyde.

Signalons que pour certaines substances, les informations toxicologiques sont partielles (absence de VTR aiguë ou chronique). L'annexe 10 montre que ce sont généralement les VTR aiguës qui font défaut. Les classements ainsi établis pour ce type de substances reposent donc essentiellement sur leurs effets chroniques potentiels, ce qui cadre assez bien avec la

problématique de l'OQAI. Ces classements confirment d'ores et déjà que sur la seule base des effets sanitaires potentiels à long terme, le radon, la dieldrine et le plomb peuvent être classés comme des substances « hautement » ou « très prioritaires » en terme de mesure dans les milieux intérieurs. Il est toutefois permis de s'interroger sur l'exhaustivité des sources d'information consultées pour les effets aigus puisque le plomb a probablement des effets toxiques liés à une exposition aiguë et que l'étude de la toxicité des pesticides avant leur autorisation de mise sur le marché commence par l'étude de leurs effets aigus.

3.6.3.3 Substances pour lesquelles il n'existe pas de données d'exposition (campagne pilote et/ou littérature).

Indépendamment du fait qu'il existe ou non des relations doses-réponses connues, l'absence de connaissance sur les niveaux de pollution dans les milieux intérieurs conduit à l'attribution d'un faible rang de hiérarchisation. Des efforts en terme de mesure de l'exposition dans les milieux intérieurs en France doivent être entrepris pour les paramètres présentés dans le tableau suivant afin de préciser leur impact sanitaire potentiel parmi la population française dans des conditions de vie standards.

Tableau 28 : Classement des substances pour lesquelles les niveaux d'exposition atmosphérique intérieurs sont inconnus

Substance	I _A	I _C	I _F	I _H	GH ⁽¹⁾	VTR aiguë	VTR chronique	Effet chronique (A/H ⁽²⁾)	Classe de cancérogénicité ⁽³⁾
Amiante	1	6	1	8	C	-	+	Cancer poumon (H)	1/en cours
Champs e.m.	1	4	1	6	C	-	+	Leucémies (H)	2B/n.e.
FMA	1	4	1	6	C	-	+	Cancer poumon	2B/n.e.
2 méthoxyéthanol	1	2	1	4	D	-	+	Testiculaire (A)	n.e./n.e.
2 méthoxyéthylacétate	1	2	1	4	D	-	-	-	n.e./n.e.

⁽¹⁾ Groupes de Hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ A/H : (A) : données animales / (H) : données humaines

⁽³⁾ classement établi selon les critères de classification proposés par le CIRC et l'US-EPA (cf tableau 2) : « ne » = non évalué ; 1 = cancérogène chez l'homme ; 2B = cancérigène possible chez l'homme

3.7. Comparaison des hiérarchisations OQAI, US-EPA et IEH

Il existe une concordance entre la grille de hiérarchisation proposée par notre groupe et les substances définies comme "prioritaires" par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA). La hiérarchisation proposée par l'Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (IEH) est avant tout présentée à titre informel car elle n'est pas basée sur une approche quantitative.

Même s'il convient d'interpréter avec prudence la signification du terme « prioritaire » utilisé par notre groupe et celle retenue par l'US-EPA²³, les résultats provisoires de l'agence américaine indiquent que les substances définies comme « prioritaires » sont celles arrivant dans le 1^{er} tiers du classement (sur une soixantaine de substances individuelles).

Si l'on considère par analogie à la grille américaine les 20 premières substances de notre classement, il existe une relative cohérence entre les résultats présentés par l'US-EPA et ceux de notre groupe : le formaldéhyde, le benzène, l'acétaldéhyde, le dichlorvos, le toluène, le trichloréthylène, le tétrachloréthylène, le dieldrine, l'aldrine, les xylènes et le lindane arrivent communément parmi les 20 premières substances des deux classements (tableau 31).

Le radon ne figure pas parmi la liste des substances étudiées par l'agence américaine mais celle-ci précise que ce gaz radioactif arriverait largement en tête de son classement, au même titre d'ailleurs que la fumée de tabac environnementale²⁴.

Seuls l'heptachlore, le 1,4-dichlorobenzène, l'alpha HCH (groupe C de notre hiérarchisation), le 1,1,1-trichloréthane et le chlordane (groupe D) figurent par les substances « prioritaires » de l'US-EPA alors que notre stratégie et les niveaux d'exposition estimés lors de la campagne pilote de l'OQAI ne font pas apparaître ces substances parmi celles arrivant en tête de classement. Des niveaux d'exposition différents dans les deux pays peuvent être à l'origine de ces divergences de priorisation.

Par ailleurs, certaines substances identifiées par l'US-EPA comme des substances « prioritaires » ne font pas partie de la liste initiale des substances sélectionnées par l'OQAI en vue du travail de hiérarchisation ; à ce titre, **le chloroforme, le dichlorométhane, l'arsenic, le tétrachlorure de carbone, le naphthalène, le chlorométhane, le manganèse, l'hexane et le 4-méthyl pentanone** apparaissent comme des substances prioritaires pour l'agence américaine. Compte tenu de la cohérence entre le classement américain et le nôtre pour les polluants inscrits communément dans les deux listes, les substances pré-citées définies comme « prioritaires » par l'US-EPA mériteraient certainement d'être ajoutés à la liste des paramètres à mesurer dans les habitats français lors des futures campagnes opérationnelles de l'OQAI.

²³ Le travail de hiérarchisation mis en place par l'agence américaine n'a pas encore été approuvé et validé. En l'état actuel des choses, la liste de l'ensemble des substances incluses dans ce travail de hiérarchisation des polluants intérieurs et le classement complet établi selon la méthode de l'US-EPA ne figurent pas parmi les résultats préliminaires (draft) présentés par l'agence américaine au dernier congrès Indoor Air 2002 [Johnston, 2002].

²⁴ La fumée de tabac environnementale n'est pas prise en compte en tant que telle mais l'agence américaine précise que de nombreux agents entrant dans la composition de la fumée de tabac (formaldéhyde, acétaldéhyde, benzène...) sont pris en compte en tant que substances individuelles dans le classement.

Tableau 29 : Comparaison des hiérarchisations de l'OQAI, de l'US-EPA et de l'IEH

	IH OQAI	US-EPA	IEH ⁽¹⁾
Formaldéhyde	A	P**	Niveau 3 (COV ⁽²⁾)
Benzène	A	P	
Acétaldéhyde	A	P	
Particules (PM ₁₀)	A		Niveau 3
Radon	A	***	Niveau 1
Dichlorvos	A	P	Niveau 4 (pesticides ⁽³⁾)
NO ₂	B		Niveau 3
Allergène de chien	B	****	Niveau 1
Allergène d'acariens	B	****	
Toluène	B	P	Niveau 2
Trichloréthylène	B	P	
Plomb	B		
Tétrachloroéthylène	B	P	Niveau 1
Dieldrine	B	P	
Allergènes de chat	B	***	
Aldrine	B	P	Niveau 1
CO ⁽³⁾	B		
Xylènes	C	P	
Heptachlore époxyde	C		
Lindane	C	P	
Heptachlore	C	P	
1,4-dichlorobenzène	C	P	
Alpha – HCH	C	P	
1,1,1-trichloroéthane	D	P	
Chlordane (cis et trans)	D	P	
Chloroforme	n.e*	P	
Dichlorométhane	n.e	P	
Arsenic	n.e	P	
Tétrachlorure de carbone	n.e	P	
Naphtalène	n.e	P	
Chlorométhane	n.e	P	
Manganèse	n.e	P	
Hexane	n.e	P	
4 méthyl pentanone	n.e	P	

⁽¹⁾ Les niveaux de risque sont classés dans un ordre décroissant de 1 à 4 (le niveau 1 étant le plus élevé le niveau 4 le plus faible).

⁽²⁾ La famille des COV est considérée dans son ensemble (pas d'individualisation des risques selon les substances).

⁽³⁾ La famille des pesticides est considérée dans son ensemble (pas d'individualisation des risques selon les substances).

* n.e : non évalué car non inscrit dans la liste initiale des experts de l'OQAI.

** P = substance prioritaire de l'US-EPA.

*** Le radon faisant l'objet d'un programme national particulier, ce paramètre n'a pas été intégré dans la liste des agents hiérarchisés par l'US-EPA.

**** Les agents biologiques n'ont pas été pris en compte par l'US-EPA.

4. HYPOTHESES, LIMITES ET INCERTITUDES DE LA METHODE

4.1. Choix des estimateurs retenus pour représenter les expositions aiguës et chroniques

Pour chacun des paramètres mesurés lors de la campagne pilote de l'OQAI, les résultats validés sont disponibles sous forme de concentration maximale, 98^{ème}, 95^{ème} et 90^{ème} percentiles. Parmi ces indicateurs, il était difficile de choisir le « meilleur » estimateur d'une exposition aiguë. Aucun argument scientifique validé ne permet de choisir l'un de ces percentiles pour refléter au mieux une exposition aiguë. A titre d'exemple, l'US-EPA propose de travailler sur « *les concentrations moyennes (ou alternativement, médianes),... et les 95^{ème} percentiles (ou, alternativement, les 90^{èmes} percentiles ou les maximums)* » [Johnston, 2002]. Ce travail de l'agence américaine de l'environnement est fondé sur la stratégie de hiérarchisation des polluants retrouvés dans l'air extérieur des villes [Roy, 1999] ; il préconise d'évaluer les risques aigus à partir des 95^{èmes} percentiles obtenus sur 24 heures ; à défaut d'information sur les 95^{ème} percentiles, les concentrations maximales sont utilisées. Les risques chroniques sont évalués quant à eux à partir des concentrations ambiantes moyennes mesurées sur un plus long terme²⁵ (« *long-term average ambient concentration* »).

Au regard de la stratégie américaine, il semble donc pertinent et relativement consensuel d'estimer les risques liés à une exposition chronique par les concentrations « moyennes » relevées dans l'habitat. En raison de la distribution des concentrations observées pour la plupart des polluants mesurés (distribution non gaussienne), notre groupe de travail a choisi d'établir sa hiérarchie à partir des concentrations médianes observées lors de la campagne pilote.

En revanche, face aux incertitudes qui pèsent sur le choix du meilleur estimateur d'une exposition aiguë et en raison des larges différences qui ont pu être observées lors de la campagne pilote de l'OQAI entre certains derniers percentiles, le groupe de travail a choisi de calculer l'indice de toxicité aiguë (I_A) selon la méthode présentée initialement à partir i) de la concentration maximale (P_{100}), ii) du 98^{ème} percentile, iii) du 95^{ème} percentile et iv) du 90^{ème} percentile. S'il venait à s'avérer que ces choix ne modifient pas fondamentalement la hiérarchisation établie, l'estimateur retenu resterait le 95^{ème} percentile afin de permettre une comparaison avec les résultats de l'agence américaine.

4.2. Analyse de sensibilité autour de l'indice de hiérarchisation en fonction de l'estimation de l'exposition aiguë (P_{95} vs P_{90} , P_{98} ou P_{100})

L'influence du choix de l'estimateur d'une exposition aiguë (P_{95} versus P_{90} , P_{98} ou P_{100}) a été testée pour chacune des substances étudiées (à l'exception des biocides puisque les faibles effectifs -9 logements mesurés- ne permettent pas cette étude de sensibilité).

Cette analyse de sensibilité montre que seules 8 substances se verraient attribuer un score différent de celui obtenu avec le percentile 95 (en gras dans le tableau suivant). Une hiérarchisation fondée non plus sur les 95^{ème} percentiles mais sur les concentrations maximales ferait passer les allergènes de chat, le CO d'un score I_A de 3 à 5, et le styrène, les xylènes (o,m,p) de 0 à 2. Le tétrachloroéthylène et le toluène passeraient respectivement d'un

²⁵ Durée exacte recommandée non précisée.

score de 2 à 3 et de 3 à 4. Choisir le 90^{ème} percentile pour le formaldéhyde et le 1,4-dichlorobenzène conduirait à une diminution de I_A, respectivement de 5 à 4 et de 2 à 0.

Tableau 30 : Variations de l'indice de toxicité aiguë (I_A) en fonction de l'estimation de l'exposition aiguë

Substances	VTR (mg/m ³)	Concentrations (mg/m ³)				Indice de toxicité aiguë (I _A)			
		P ₉₀	P ₉₅	P ₉₈	P ₁₀₀	I _A "90"	I _A "95"	I _A "98"	I _A "100"
1,1,1-trichloroéthane	10,8	9,40 10 ⁻⁴	2,90 10 ⁻³	5,00 10 ⁻³	6,06 10 ⁻³	0	0	0	0
1,2,4-triméthylbenzène	-	9,05 10 ⁻³	9,60 10 ⁻³	2,26 10 ⁻²	5,54 10 ⁻²	1	1	1	1
1,4-dichlorobenzène	4,8	1,69 10⁻²	8,31 10⁻²	1,63 10⁻¹	2,93 10⁻¹	0	2	2	2
1-méthoxy-2-propanol (PGME)	-	7,00 10 ⁻³	1,04 10 ⁻²	1,58 10 ⁻²	3,21 10 ⁻²	1	1	1	1
2-butoxyéthanol (EGBE)	28,8	3,40 10 ⁻³	4,40 10 ⁻³	8,90 10 ⁻³	1,40 10 ⁻²	0	0	0	0
2-éthoxyéthanol (EGEE)	-	1,10 10 ⁻³	1,24 10 ⁻³	2,20 10 ⁻³	7,60 10 ⁻³	1	1	1	1
2-éthoxyéthylacétate	-	7,00 10 ⁻⁴	1,00 10 ⁻³	1,80 10 ⁻³	2,20 10 ⁻³	1	1	1	1
2-éthyl-1-hexanol	-	5,20 10 ⁻³	6,60 10 ⁻³	1,08 10 ⁻²	1,21 10 ⁻²	1	1	1	1
2-méthoxyéthanol (EGME)	-	-	-	-	-	1	1	1	1
2-méthoxyéthylacétate (EGMEA)	-	-	-	-	-	1	1	1	1
acétaldéhyde	2	3,20 10 ⁻²	4,20 10 ⁻²	5,44 10 ⁻²	7,80 10 ⁻²	2	2	2	2
Allergènes d'acariens (µg/g)	10	90,8	138	161	161	5	5	5	5
Allergènes de chat (ng/m³)	-	2,58 10⁻¹	4,25 10⁻¹	5,41	5,41	3	3	5	5
Allergènes de chien (ng/m ³)	-	7,58	8,73	11,8	11,8	5	5	5	5
alpha-pinène	-	2,34 10 ⁻²	2,56 10 ⁻²	4,27 10 ⁻²	2,62 10 ⁻¹	1	1	1	1
Amiante	-	-	-	-	-	1	1	1	1
benzaldéhyde	-	2,00 10 ⁻³	2,00 10 ⁻³	2,00 10 ⁻³	2,00 10 ⁻³	1	1	1	1
benzène	0,16	5,00 10 ⁻³	5,50 10 ⁻³	6,50 10 ⁻³	1,41 10 ⁻²	2	2	2	2
butylacétate	-	9,06 10 ⁻³	1,90 10 ⁻²	2,97 10 ⁻²	4,09 10 ⁻²	1	1	1	1
Champs e.m (< 50 Hz)	-	-	-	-	-	1	1	1	1
CO (max cuisine 1 heure)	30	1,20	3,50	9,20	62,1	2	3	3	5
Endotoxines (ng/m ³)	4100	0,31	0,31	0,37	0,37	0	0	0	0
éthylbenzène	-	5,30 10 ⁻³	7,00 10 ⁻³	8,70 10 ⁻³	2,45 10 ⁻²	1	1	1	1
FMA (fibre/cm ²)	-	-	-	-	-	1	1	1	1
formaldéhyde	0,05	4,10 10⁻²	5,40 10⁻²	7,30 10⁻²	7,48 10⁻²	4	5	5	5
hexaldéhyde (hexanal)	-	4,10 10 ⁻²	4,90 10 ⁻²	1,06 10 ⁻¹	1,38 10 ⁻¹	1	1	1	1
isobutyraldéhyde	-	1,38 10 ⁻²	1,60 10 ⁻²	1,90 10 ⁻²	2,40 10 ⁻²	1	1	1	1
isovaléraldéhyde	-	2,10 10 ⁻³	2,10 10 ⁻³	2,64 10 ⁻³	3,00 10 ⁻³	1	1	1	1
limonène	-	3,58 10 ⁻²	5,73 10 ⁻²	6,71 10 ⁻²	7,12 10 ⁻²	1	1	1	1
n-décane	-	2,04 10 ⁻²	2,52 10 ⁻²	5,09 10 ⁻²	1,06 10 ⁻¹	1	1	1	1
NO ₂	0,2	8,00 10 ⁻²	8,00 10 ⁻²	8,00 10 ⁻²	5,60 10 ⁻²	3	3	3	3
n-undécane	-	2,62 10 ⁻²	3,67 10 ⁻²	4,65 10 ⁻²	1,46 10 ⁻¹	1	1	1	1
Particules	0,05	6,53 10 ⁻²	6,53 10 ⁻²	6,53 10 ⁻²	6,53 10 ⁻²	5	5	5	5
Plomb	-	-	-	-	-	1	1	1	1
Radon	-	-	-	-	-	1	1	1	1
styrène	0,26	1,70 10⁻³	2,00 10⁻³	2,60 10⁻³	5,30 10⁻³	0	0	2	2
tétrachloroéthylène	0,25	4,10 10⁻³	6,00 10⁻³	3,02 10⁻²	7,36 10⁻²	2	2	3	3
toluène	0,26	4,14 10⁻²	5,88 10⁻²	1,16 10⁻¹	1,45 10⁻¹	3	3	3	4
trichloréthylène	10,8	5,40 10 ⁻³	9,10 10 ⁻³	9,70 10 ⁻³	4,18 10 ⁻²	0	0	0	0
valéraldéhyde	-	1,10 10 ⁻²	1,40 10 ⁻²	1,80 10 ⁻²	2,70 10 ⁻²	1	1	1	1
xylènes	4,3	2,22 10⁻²	2,55 10⁻²	3,10 10⁻²	1,01 10⁻¹	0	0	0	2

In fine, l'influence du choix de tel ou tel estimateur de l'exposition aiguë reste modeste. En effet, quelque soit l'estimateur retenu pour caractériser l'exposition aiguë au formaldéhyde, aux allergènes de chat, au styrène, au 1,4-dichlorobenzène, au tétrachloroéthylène ou au toluène, ces substances resteraient classées dans la même catégorie de priorisation (tableau suivant). En revanche, caractériser l'exposition aiguë au CO par le 90^{ème} percentile en lieu et place du 95^{ème} percentile entraînerait le déclassement de cette substance qui passerait du statut de « très prioritaire » à « prioritaire ». Enfin, établir l'indice de toxicité aiguë à partir des concentrations maximales pour les xylènes ferait basculer ces polluants de la catégorie « non prioritaire » (IH = 9, classe C si l'on caractérise l'exposition aiguë par le P₉₅) à celui de substance « prioritaire » (IH = 11, classe B).

Tableau 33: Variations de l'indice de hiérarchisation (IH) en fonction de l'estimation de l'exposition aiguë

<i>Substance</i>	IH "90"		IH "95"		IH "98"		IH "100"	
1,4-dichlorobenzène	6	C	8	C	8	C	8	C
Allergène de chat	10	B	10	B	12	B	12	B
CO	9	C	10	B	10	B	12	B
formaldéhyde	18	A	19	A	19	A	19	A
styrène	5	C	5	C	7	C	7	C
tétrachloroéthylène	11	B	11	B	12	B	12	B
toluène	12	B	12	B	12	B	13	B
xylènes (o,m,p)	9	C	9	C	9	C	11	B

4.3. Non prise en compte de l'indice de fréquence intérieure

La prise en compte ou non de l'indice de fréquence intérieure a longuement été discutée au sein du groupe de travail. Ce paramètre ne présentant pas d'intérêt sanitaire direct, il ne mérite peut-être pas d'être inclus dans l'indice de hiérarchisation. Il pourrait par exemple accorder un poids majeur à des polluants qui sont certes très présents dans les milieux intérieurs mais dont les propriétés toxicologiques ne seraient pas à l'origine d'effets sanitaires délétères ; par ailleurs, la fréquence de quantification d'un paramètre dans les logements est fortement conditionnée par la limite de quantification analytique propre à chacune des substances recherchées et la durée des prélèvements.

Il a finalement été décidé de conserver ce sous-indice, qui joue un rôle important pour les décisionnaires, après avoir pris le soin de tester son influence dans la hiérarchisation finale. La comparaison des hiérarchisations avec et sans prise en compte de cette spécificité (tableau suivant) montre là aussi que finalement les conséquences sur les classements finaux restent assez modestes.

Tableau 34 : Classements avec et sans prise en compte de l'indice de fréquence intérieure (I_F) dans la construction de l'indice de hiérarchisation (IH)

Substance	Indice de hiérarchisation avec prise en compte de I _F ^(a)	Indice de hiérarchisation sans prise en compte de I _F ^(b)	Groupe hiérarchique avec prise en compte de I _F	Groupe hiérarchique sans prise en compte de I _F
formaldéhyde	19	18,7	A	A
benzène	17	16,0	A	A
acétaldéhyde	16	14,7	A	B
Dichlorvos	16	16,0	A	A
Particules (PM ₁₀)	16	14,7	A	B
Radon	16	14,7	A	B
Allergène de chien	13	14,7	B	B
NO ₂	13	12,0	B	B
Allergène d'acariens	12	12,0	B	B
toluène	12	9,3	B	C
trichloréthylène	12	12,0	B	C
Dieldrine	11	13,3	B	B
Plomb	11	13,3	B	B
tétrachloroéthylène	11	8,0	B	C
Aldrine	10	12,0	B	B
Allergène de chat	10	12,0	B	B
CO	10	6,7	B	C
Heptachlore époxyde	9	10,7	C	B
Lindane	9	6,7	C	D
xylènes	9	5,3	C	C
1,2,4-triméthylbenzène	8	4,0	C	D
1,4-dichlorobenzène	8	6,7	C	C
Alpha – HCH	8	9,3	C	C
alpha-pinène	8	4,0	C	D
Amiante	8	9,3	C	C
éthylbenzène	8	4,0	C	D
Heptachlore	8	9,3	C	C
hexaldéhyde	8	4,0	C	D
isobutyraldéhyde	8	4,0	C	D
Isovaléraldéhyde	8	4,0	C	D
limonène	8	4,0	C	D
n-décane	8	4,0	C	D
n-undécane	8	4,0	C	D
valéraldéhyde	8	4,0	C	D
butylacétate	7	4,0	C	D
1-méthoxy-2-propanol	6	2,7	C	D
2-éthyl-1-hexanol	6	4,0	C	D
Champs e.m	6	6,7	C	C
endotoxines	6	1,3	C	D
FMA	6	6,7	C	C
Folpel	6	6,7	C	C
2-butoxyéthanol	5	4,0	C	D
benzaldéhyde	5	4,0	C	D
Diazinon	5	5,3	C	C
Methyl-parathion	5	5,3	C	C
Parathion	5	5,3	C	C
Propoxur	5	4,0	C	D
styrène	5	4,0	C	D
Terbutylazine	5	4,0	C	D
2-éthoxyéthylacétate	4	4,0	D	D
2-méthoxyéthanol	4	4,0	D	D
2-méthoxyéthyleacétate	4	4,0	D	D
4,4' DDT	4	5,3	D	C
Endosulfan	4	2,7	D	D
1,1,1-trichloroéthane	3	2,7	D	D
2-éthoxyéthanol	3	2,7	D	D
Chlordane	3	4,0	D	C
Malathion	3	2,7	D	D
Metolachlore	3	4,0	D	C
Oxadiazon	3	2,7	D	D
trifluraline	3	4,0	D	C
Atrazine	2	2,7	D	D
Carbaryl	2	2,7	D	D
Permethrin	2	2,7	D	D
Alachlore	1	1,3	D	D
Chlorpyrifos	1	1,3	D	D
Coumafène	1	1,3	D	D
Diflufénicanil	1	1,3	D	D
Diuron	1	1,3	D	D
Fenoxaprop-p-ethyl	1	1,3	D	D
Isoproturon	1	1,3	D	D

^(a) score sur 20

^(b) score sur 15 ramené sur 20

Le classement général relatif est finalement assez peu modifié par la prise en compte ou non de l'indice de spécificité intérieure : les substances arrivant en tête de classement restent les mêmes quelle que soit l'option choisie. Le tableau suivant illustre parfaitement ces propos : parmi les 20 substances arrivant en tête du classement établi avec prise en compte de l'indice de « fréquence intérieure », 17 d'entre-elles figurent toujours dans le peloton de tête lorsque l'on ne prend pas en considération l'indice de fréquence intérieure. Seuls le CO, le lindane et les xylènes sont exclus des 20 premières substances ; ils sont cependant peu fortement déclassés puisqu'ils apparaîtraient respectivement en 21^{ème} position ex-æquo pour les 2 premiers cités et en 27^{ème} position pour les xylènes. Ces 3 polluants seraient remplacés dans le nouveau classement par l'alpha HCH, l'amiante et l'heptachlore.

Au total, parmi les paramètres arrivant en tête de classement, la non prise en compte de l'indice de fréquence intérieure fait passer quelques substances (acétaldéhyde, particules, radon, toluène, trichloréthylène, tétrachloréthylène, CO) d'une classe de priorité à une autre mais le classement relatif final est peu modifié.

Tableau 35 : Classement des 20 premières substances en fonction de la prise en compte ou non de l'indice de fréquence intérieure (I_F)

Substance	Indice de hiérarchisation (IH) sans prise en compte de l'indice de fréquence I _F	Substance	Indice de hiérarchisation (IH) avec prise en compte de l'indice de fréquence I _F
formaldéhyde	18,7	formaldéhyde	19
benzène	16,0	benzène	17
dichlorvos	16,0	acétaldéhyde	16
acétaldéhyde	14,7	dichlorvos	16
Allergène de chien	14,7	Particules (PM ₁₀)	16
Particules (PM ₁₀)	14,7	Radon	16
Radon	14,7	Allergène de chien	13
Dieldrine	13,3	NO ₂	13
Plomb	13,3	Allergène d'acariens	12
Aldrine	12,0	toluène	12
Allergène d'acariens	12,0	trichloréthylène	12
Allergène de chat	12,0	Dieldrine	11
NO ₂	12,0	Plomb	11
trichloréthylène	12,0	tétrachloroéthylène	11
Heptachlore époxyde	10,7	Aldrine	10
<i>Alpha – HCH</i>	9,3	Allergène de chat	10
<i>Amiante</i>	9,3	<i>CO</i>	10
<i>Heptachlore</i>	9,3	Heptachlore époxyde	9
toluène	9,3	<i>Lindane</i>	9
tétrachloroéthylène	8,0	<i>xylènes</i>	9

Par ailleurs, on signalera que l'agence américaine de protection de l'environnement n'a pas calculé un « indice de fréquence intérieure » mais elle a indirectement intégré cette dimension en hiérarchisant non seulement à partir des concentrations intérieures mais aussi en fonction du paramètre « concentration intérieure – concentration extérieure ». Par ailleurs, les substances détectées dans les milieux intérieurs avec une fréquence inférieure à 10 % ont été exclues du classement de l'US-EPA.

4.4. Présentation de deux indices de hiérarchisation distincts pour les expositions aiguës et chronique

Certains membres du groupe ont proposé d'établir deux classements distincts pour la toxicité aiguë et la toxicité chronique. Cette approche n'a finalement pas été retenue pour les raisons suivantes :

- il semble judicieux d'adopter une méthode de classement comparable à celle retenue par un organisme comme l'US-EPA : la stratégie de hiérarchisation actuellement élaborée par l'agence américaine présente de nombreuses convergences avec celle proposée par notre groupe puisqu'elle construit également une grille de hiérarchisation des polluants intérieurs intégrant simultanément les effets à court et à long terme,
- l'évaluation séparée puis l'intégration dans une note commune des effets aigus et des effets chroniques permet d'obtenir une hiérarchie tenant compte de priorités de santé publique assez différentes comme par exemple la prévention des cancers (effets chroniques), de l'asthme et des allergies en général ou des intoxications au monoxyde de carbone (effets aigus),
- des indices de toxicité séparés (aigu et chronique) présentent un moins grand pouvoir discriminant entre les substances qu'un seul indice prenant en compte les deux types d'effets,
- l'obtention d'un seul classement pour tous les produits quels que soient leurs effets facilite la prise de décision concernant les priorités d'action générales. Présenter les priorités en fonction des effets auxquels on s'intéresse complique la décision au niveau global. Sans exclure l'intérêt d'une vision par thème, une vision globale est indispensable lorsqu'il s'agit d'optimiser un budget d'ensemble. Enfin, les informations ne sont pas perdues puisque chaque indice étant présenté séparément il est donc toujours possible de revenir sur un classement spécifique selon l'intérêt porté au type d'effet sanitaires.

A titre informatif, les classements établis séparément pour la toxicité aiguë et chronique peuvent être facilement retrouvés en isolant les scores d'indices de toxicité aiguë (I_A) et chronique (I_C) obtenus lors de la construction de l'indice de hiérarchisation (IH).

4.5. Estimation de l'exposition dans les logements

4.5.1. Campagne pilote de l'OQAI

Les résultats présentés sont fondés principalement sur les concentrations observées sur une soixantaine de sites lors de la campagne pilote de l'OQAI. Ce faible échantillon ne peut être considéré comme représentatif du parc français ; il ne garantit pas une puissance statistique suffisante pour permettre des extrapolations sur cette étude non représentative des bâtiments et de la population française. Les résultats affichés dans le présent document mériteront donc d'être confirmés sur de plus larges échantillons, par exemple à partir de l'ensemble des mesures effectuées lors de la 1^{ère} campagne opérationnelle de l'OQAI. Celle-ci se fera pour sa part sur un échantillon aléatoire de 800 sites, ce qui devrait ainsi permettre de donner une image de la qualité de l'air intérieur en France plus précise et plus représentative de la diversité des lieux et des situations retenus.

Comparées aux données publiées dans la littérature internationale, les données de l'Observatoire sont assez robustes (§ tableau 20). Elles ont une légère tendance à sous-estimer les concentrations trouvées par ailleurs sans qu'il soit possible d'évoquer un biais différentiel

sauf peut-être en ce qui concerne les éthers de glycols. Ce biais pourrait en partie expliquer leurs classements peu prioritaires.

4.5.2. Estimation de l'exposition aux biocides

La hiérarchisation des biocides repose sur les résultats collectés sur 9 logements lors de l'étude de mise au point des techniques de prélèvement et d'analyse des biocides dans l'environnement intérieur effectuée par l'INERIS pour les besoins de l'OQAI [Blanchard, 2001]. La très faible représentativité de ces données (petit échantillon, logements tous situés dans le nord de la France, prélèvements réalisés à la même saison...) ne permet pas d'accorder un degré de confiance élevé pour le classement des biocides puisque la méthode proposée par notre groupe de travail accorde une importance majeure aux concentrations dans l'air intérieur. Même si nos premiers résultats montrent une certaine concordance avec la hiérarchisation proposée par l'US-EPA, les conclusions relatives au classement des biocides doivent donc être interprétées avec prudence. Des réajustements intégrant les niveaux de pollution mesurés au cours des futures campagnes de l'OQAI devront impérativement être entrepris afin d'affiner la hiérarchisation des biocides.

Si la confiance accordée aux résultats de la campagne initiale de l'INERIS est qualifiée de faible pour les biocides, il est permis de penser que les résultats quantitatifs pourraient être plutôt sous-estimés. En effet, il n'est pas étonnant de retrouver ces produits dans les habitations vu les nombreuses applications domestiques qu'ils connaissent (traitement des bois, des peintures, des joints d'étanchéité, luttés contre les acariens et les insectes, protection des animaux domestiques et des plantes d'intérieur ou d'extérieur).

4.5.3. Extrapolation de données de la littérature

Certains paramètres n'ont pas fait l'objet de mesures au cours de la campagne pilote de l'OQAI mais leur intégration éventuelle lors des futures campagnes reste toujours une question d'actualité pour les responsables de l'OQAI. Cette absence de données préliminaires « OQAI » nous a conduit à extrapoler les données existantes issues de la littérature française ou internationale afin d'intégrer ces substances dans la stratégie de hiérarchisation. Ces choix ont partiellement été justifiés par la comparaison préalable des données OQAI et des données de la littérature sur les autres paramètres mesurés dans la campagne pilote,

Cette hypothèse constitue, à défaut d'autre information, la seule alternative pour ne pas exclure *a priori* du protocole de hiérarchisation les paramètres n'ayant pas encore fait l'objet de mesurages au sein de l'OQAI. Malgré ses limites, ce choix génère une incertitude dont il est difficile d'estimer le poids.

Ainsi, l'extrapolation de données françaises issues d'une étude de grande envergure (par exemple pour le radon les données sont issues d'une base de données élaborée par l'IPSN et la DGS à partir de plusieurs milliers de mesures) à la problématique de l'OQAI peut générer une incertitude moins importante que l'utilisation des données de la campagne pilote collectées sur 90 logements. Au contraire, l'extrapolation de données étrangères sur de larges échantillons ou de données françaises collectées sur de petits échantillons peut être à l'origine d'une incertitude plus difficile à estimer.

Cependant, l'exemple du radon illustre parfaitement les difficultés et les incertitudes liées à l'extrapolation de données. Si la taille de l'échantillon permet *a priori* de garantir une certaine représentativité aux données collectées par l'IPSN, il convient d'être prudent car les niveaux d'exposition estimés dépendent assez fortement de l'objectif initial de l'enquête (cartographier les zones régionales à risques d'exposition au radon dans la campagne IPSN) et de la stratégie d'échantillonnage (mesures réalisées dans les parties du bâtiment les plus proches du sol, caves ou rez-de-chaussée). Des mesures effectuées selon la stratégie et les objectifs définis dans l'OQAI pourraient conduire à une toute autre estimation de l'exposition au radon dans les habitats : évaluer l'exposition de la population française « tout venant », en mesurant notamment l'exposition au radon dans des logements en étage dans des zones géographiques à faible risque, pourrait conduire à une estimation de l'exposition moyenne en France plus faible que celle estimée lors des campagnes IPSN-DGS. Par ailleurs, l'utilisation de données collectées sur une intégration dosimétrique de plusieurs semaines (selon la méthodologie IPSN) conduit à attribuer au radon un score d'indice de fréquence intérieure de 5, reflétant un très fort taux de présence dans l'habitat (> 80 %). Dans les conditions « OQAI », c'est à dire sur une période de mesure d'une semaine et dans tout type de logement, le pourcentage de mesures « positives » pourrait être beaucoup plus faible que celui estimé à partir des campagnes IPSN : ceci montre à quel point l'indice de fréquence intérieur est lié aux techniques de mesure mises en oeuvre (limite de quantification) et au protocole d'étude (durées des prélèvements et sites étudiés).

4.5.4. Estimation des expositions aiguës et chroniques

Les concentrations reflétant une exposition aiguë (concentration maximale ou P_{95}) et les concentrations reflétant une exposition chronique méritent d'être mieux différenciées ; pour certains paramètres, il existe une inadéquation entre les durées d'exposition considérées dans les VTR et les temps de prélèvement employés durant la campagne pilote de l'OQAI (prélèvements passifs sur 7 jours par exemple).

Pour estimer rigoureusement l'impact sanitaire potentiel d'une exposition aiguë dans les milieux clos, il conviendrait de disposer d'une estimation (P_{95} par exemple) établie à partir de mesures effectuées sur de courtes périodes de prélèvement (24 heures par exemple) ou en extrayant pour de faibles pas de temps les résultats collectés lors de mesures continues. Il est important d'avoir une adéquation entre la durée d'exposition définie pour une VTR aiguë et la durée des prélèvements sur lesquels sont fondées les estimations des expositions aiguës dans les milieux intérieurs.

Cette remarque importante vaut encore plus pour les expositions « chroniques ». En raison des exigences et contraintes liées aux mesures dans les habitats (nuisances sonores des dispositifs de prélèvement actif, coût des analyses...), il ne peut raisonnablement être envisagé d'estimer l'exposition chronique dans l'habitat à partir de mesures réalisées pendant une voire plusieurs années complètes (comme cela peut être fait par exemple pour l'air extérieur avec des concentrations moyennes annuelles). Même si cela ne correspond pas à la définition d'une exposition chronique en évaluation des risques sanitaires (> 365 jours), calculer les risques liés à une exposition dans les milieux intérieurs à partir des concentrations médianes mesurées sur 1 semaine nous paraît, en raison des contraintes techniques et organisationnelles liées à l'OQAI, un bon compromis pour approcher l'exposition chronique dans l'habitat.

Si les limites de détection des méthodes analytiques actuellement disponibles ne permettent pas de l'envisager pour l'ensemble des substances mesurées dans l'OQAI, il serait donc souhaitable d'établir une hiérarchisation rigoureuse à partir des concentrations maximales sur 24 heures pour les risques aigus et de la concentration médiane sur une semaine pour les risques chroniques.

De plus, contrairement aux données de pollution atmosphériques extérieures qui sont la répétition de mesures réalisées en un même site tout au long de l'année, les percentiles utilisés dans les calculs concernent des mesures uniques réalisées dans des logements différents. Il conviendrait d'en évaluer les conséquences en terme de représentativité des expositions, notamment pour les polluants aux usages spécifiques ou ponctuels (éthers de glycol ou pesticides par exemple). On ne peut que recommander la réalisation de campagnes spécifiquement destinées à mieux comprendre la relation entre une mesure effectuée sur une semaine et une mesure sur toute l'année.

4.6. Scores des différents sous-indices

Les grilles de scores proposées pour chaque sous-indice (toxicité aiguë, toxicité chronique, fréquence intérieure) ont une valeur absolue difficile à évaluer objectivement. Aucun critère scientifique ne permet d'attribuer une plus ou moins grande confiance aux scores définis. En revanche, leur valeur relative est garantie dans la mesure où la méthode est identique quelque soit le paramètre. Appliqués de manière homogène à l'ensemble des paramètres inscrits dans ce travail de hiérarchisation, ils ne modifient pas le classement relatif des substances les unes par rapport aux autres.

Le système docimologique adopté (notes données en fonction de tranches numériques des résultats de calcul aux différents sous-indices) est bien adapté à la précision des données utilisées. Mais le pouvoir discriminant des notes ainsi obtenues est altéré : au sein d'un groupe de paramètres ayant obtenu la même note IH, le classement devient alphanumérique ce qui n'est pas complètement satisfaisant. De plus, l'influence de notre système de notation sur le classement général n'a pas été testé par manque d'option concurrentielle.

4.7. Non prise en compte de l'exposition simultanée à divers agents dangereux

Dans une démarche quantitative d'évaluation des risques sanitaires, il est recommandé, lors de la caractérisation des risques, de prendre en compte l'additivité des effets sanitaires liés à une exposition simultanée à plusieurs polluants.

Par exemple, lors d'une co-exposition à plusieurs substances dangereuses induisant des effets toxiques systémiques, on peut additionner les Ratios de Danger entre eux. A défaut d'informations spécifiques sur cette association et sous l'hypothèse d'une absence d'interaction²⁶, les Ratios de Danger peuvent être additionnés lorsque le mécanisme de toxicité et l'organe cible des composés présents sont similaires. Pour les risques en rapport avec une exposition simultanée à plusieurs produits cancérigènes, l'US-EPA recommande d'additionner entre eux tous les Excès de Risque Individuel de cancer quel que soit l'organe cible de chaque

²⁶ L'interaction peut être soit la synergie soit l'antagonisme des effets : l'effet résultant de l'exposition à deux agents dangereux est soit plus grand soit plus petit que la somme des effets associés isolément à chacun des deux agents.

agent dangereux²⁷. Ceci permet d'apprécier l'Excès de Risque Global de cancer qui pèse sur la population exposée (tout type de cancer, toutes localisations tumorales confondues).

Cette prise en considération d'une exposition simultanée à plusieurs agents dangereux présentant des mêmes mécanismes pathogènes n'a pas été intégrée dans notre démarche. Elle aurait été d'une part trop complexe à mettre en œuvre et d'autre part, on peut supposer que la prise en compte d'éventuelles interactions créerait des liens entre paramètres ce qui s'opposerait à l'objectif initial de hiérarchisation. La prise en compte des interactions potentielles entre les diverses substances pourrait modifier la hiérarchisation établie (tous les agents agissant sur un même organe cible auraient un poids plus important puisqu'ils contribueraient conjointement à l'augmentation d'un risque donné) mais les connaissances actuelles vis à vis des interactions entre polluants de l'air sont encore trop fragmentaires pour pouvoir être intégrées dans une démarche de hiérarchisation des paramètres à mesurer dans les bâtiments.

4.8. Non-prise en compte des bactéries et champignons

L'absence de VTR pour une exposition par voie respiratoire aux espèces bactériennes ou fongiques ne nous a pas permis d'intégrer ces agents biologiques dans la hiérarchisation. Les connaissances actuelles et la stratégie retenue par notre groupe (basée sur la méthode d'évaluation quantitative des risques sanitaires) ne permettent donc pas d'envisager une hiérarchisation espèce par espèce au même titre que cela a pu être réalisé pour les agents chimiques individualisés.

Pourtant, les connaissances scientifiques actuelles laissent à penser que les bactéries et les moisissures présentes dans les environnements intérieurs peuvent jouer un rôle important dans l'apparition de diverses maladies respiratoires ; ils pourraient notamment expliquer partiellement l'augmentation de l'asthme chez les enfants au cours de ces dernières années [Bukowski, 2002]. Par ailleurs, l'Institut Britannique de l'Environnement et de la Santé signale que les bactéries et moisissures peuvent être particulièrement nombreuses dans les habitats et que leur pouvoir allergisant a peut-être été jusqu'à présent sous-estimé [IEH, 2001].

Ces éléments de connaissance nous amènent à considérer les microorganismes comme des agents devant effectivement faire l'objet de mesurages au sein des campagnes de l'OQAI comme cela a été initialement prévu par les responsables de l'Observatoire. En l'état actuel des connaissances, il semble donc judicieux de conserver les axes stratégiques de recherche proposés à ce jour par le groupe de travail spécifique mis en place pour les bactéries et moisissures. Les informations rapportées ci-dessous visent simplement à proposer quelques axes de réflexion quant à la nature des espèces à rechercher au cours des futures campagnes de l'OQAI. Ces propositions ne veulent en aucun cas se substituer aux conclusions formulées jusqu'à présent par le groupe de travail spécifique « bactéries et champignons ».

²⁷ Et également lorsque plusieurs voies d'exposition sont possibles (respiratoire et digestive par exemple).

4.8.1.1 Moisissures

La très grande complexité et le très grand polymorphisme observé lors d'un épisode de contamination intérieure par les champignons rendent difficile jusqu'à ce jour la définition d'un seuil ou d'un niveau minimum de contamination à partir duquel la survenue d'effets sanitaires parmi les populations exposées peut être suspecté. En effet, plusieurs centaines d'espèces fongiques différentes peuvent coloniser les milieux intérieurs²⁸ [MDH, 2001].

De nombreuses espèces peuvent produire des substances allergisantes, des substances odorantes ou des métabolites toxiques. Les moisissures peuvent induire des effets sur la santé soit par exposition directe par inhalation de spores²⁹ ou par contact direct sur la peau ou les yeux. Elles peuvent également relarguer des composés organiques volatils ou des mycotoxines connus pour leurs propriétés toxiques.

Lors d'une exposition intense, comme en situation professionnelle par exemple, une large gamme d'effets sanitaires peut survenir. Les symptômes allergiques les plus souvent décrits sont des irritations des muqueuses, des rhinites... Des effets plus sévères comme des crises d'asthme, une hypersensibilité pulmonaire, des infections ou des réactions toxiques peuvent également être observés [Nedellec, 2002]. Il existe une très grande variabilité interindividuelle vis à vis des effets sanitaires induits par les moisissures. Les sujets les plus sensibles sont les personnes souffrant de problèmes respiratoires (allergies, asthme), de troubles du système immunitaire ou plus généralement les enfants et les personnes âgées.

Selon les dernières recommandations du département de santé publique du Minnesota, certaines espèces peuvent être communément considérées comme potentiellement dangereuses pour la santé humaine, notamment chez les enfants. En raison de la très grande diversité des espèces fongiques susceptibles d'être rencontrées dans les espaces clos, les auteurs précisent que cette liste n'est pas exhaustive [MDH, 2001] :

- *Aspergillus* (*A. fumigatus*, *A. flavus*, *A. versicolor*)
- *Fusarium* (*F. moniliforme*, *F. solani*, *F. oxysporum*)
- *Penicillium* (*P. marneffei*, *P. chrysogenum*, *P. camembertii*)
- *Stachybotrys* (*S. chartarum* ou *S. atra*)
- *Alternaria alternata*.

Par ailleurs, une revue récente de la littérature [Budowski, 2002] classe l'exposition aux moisissures comme un facteur de risque potentiel chez l'enfant dans la maladie asthmatique. *Alternaria* serait la principale espèce mise en cause.

Ces informations peuvent être rapprochées des espèces fongiques qui doivent être normalement recherchées lors des futures campagnes de l'OQAI : le tableau ci-dessous montre que la plupart des espèces sélectionnées par le groupe de travail « moisissures » figurent parmi la liste prioritaire du MDH. Un élargissement des recherches vers les *Fusarium* pourrait être envisagé.

²⁸ Le développement des moisissures est facilité par la présence de nutriments, d'oxygène et d'un certain taux d'humidité ambiante. Ce dernier facteur peut être plus ou moins contrôlé afin de diminuer la contamination fongique intérieure.

²⁹ L'un des modes de reproduction des moisissures est assuré par la dissémination aérienne de spores.

Tableau 36 : Comparaison des espèces fongiques mesurées dans l'OQAI et espèces potentiellement dangereuses selon le MDH

<i>Espèce fongique</i>	Espèce recherchée dans l'OQAI*	Espèces potentiellement dangereuses (MDH)
<i>Aspergillus fumigatus</i>	+	+
<i>Aspergillus versicolor</i>	+	+
<i>Aspergillus niger</i>	+	
<i>Aspergillus ochraceus</i>	+	
<i>Aspergillus flavus</i>		+
<i>Penicillium sp</i>	+	
<i>Penicillium marneffeii</i>		+
<i>Penicillium chrysogenum</i>		+
<i>Penicillium camembertii</i>		+
<i>Mucor sp</i>	+	
<i>Alternaria sp</i>	+	+ (<i>alternata</i>)
<i>Chaetomium</i>	+	
<i>Cladosporium</i>	+	
<i>Ulocladium</i>	+	
<i>Stachybotris</i>	+	+ (<i>chartarum</i>)
<i>Fusarium moniliforme</i>		+
<i>Fusarium solari</i>		+
<i>Fusarium oxysporum</i>		+

* nous rappelons que ces recherches seront complétées par un dosage de l'ergostérol (il n'existe pas de VTR pour l'ergostérol)

4.8.1.2 Bactéries

A notre connaissance, il n'existe pas de relation dose-réponse ou de valeur seuil pour l'apparition d'effets sanitaires lors d'une exposition par voie aérienne aux agents bactériens³⁰.

La Communauté Européenne a proposé une classification des bactéries en fonction de leur potentiel dangereux chez l'homme³¹. Quatre groupes sont ainsi distingués :

- **groupe 1** : agent biologique qui n'est pas susceptible de provoquer une maladie chez l'homme,
- **groupe 2** : agent biologique pouvant provoquer une maladie chez l'homme et constituer un danger pour les travailleurs ; sa propagation dans la collectivité est improbable ; il existe généralement une prophylaxie ou un traitement efficace,
- **groupe 3** : agent biologique pouvant provoquer une maladie grave chez l'homme et constituer un danger sérieux pour les travailleurs ; il peut présenter un risque de propagation dans la collectivité mais il existe généralement une prophylaxie ou un traitement efficace
- **groupe 4** : agent biologique provoquant une maladie grave chez l'homme et constituant un danger sérieux pour les travailleurs ; il peut présenter un risque élevé de propagation dans la collectivité ; il n'existe généralement pas de prophylaxie, ni de traitement efficace.

Aucune bactérie ne présente un niveau de risque 4. Parmi les espèces classées dans le groupe 3, on recense, après exclusion des agents pour lesquels la Communauté Européenne

³⁰ Il existe des Doses Minimales Infectantes (DMI) pour diverses espèces pour une contamination par voie orale (alimentation, eau) mais ces Doses Minimales Infectantes sont beaucoup plus difficiles à estimer pour une exposition aérienne.

³¹ La classification repose sur les risques encourus pour les personnes en bonne santé. Les effets éventuels pour les individus immunodéprimés, pour les personnes suivant un traitement médicamenteux, pour les femmes enceintes... ne sont pas pris en considération.

précise « qu'il y a un risque d'infection limité car les souches ou espèces ne sont normalement pas transmises par voie aérienne », les bactéries suivantes :

Tableau 37 : Bactéries incluses dans le groupe 3 de la classification européenne sur le risque d'infection chez l'homme*

<i>Bacillus anthracis</i>	<i>Mycobacterium bovis</i> ⁽¹⁾
<i>Brucella melitensis</i>	<i>Mycobacterium leprae</i>
<i>Brucella abortus</i>	<i>Mycobacterium microti</i>
<i>Brucella canis</i>	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>
<i>Brucella suis</i>	<i>Mycobacterium ulcerans</i>
<i>Pseudomonas mallei</i>	<i>Rickettsia tsutsugamushi</i>
<i>Pseudomonas pseudomallei</i>	<i>Rickettsia conorii</i>
<i>Chlamydia psittaci</i>	<i>Rickettsia prowazekii</i>
<i>Coxiella burnetii</i>	<i>Rickettsia rickettsii</i>
<i>Francisella tularensis subsp. Tularensis</i>	<i>Rickettsia typhi</i>
<i>Mycobacterium africanum</i>	<i>Yersinia pestis</i>

* en dehors des espèces pour lesquelles il est précisé que « le risque d'infection est limité car les souches ou espèces ne sont normalement pas transmises par voie aérienne ».

⁽¹⁾ à l'exception du bacille de Calmette et Guérin (BCG)

Dans les futures campagnes de l'OQAI, il est prévu de procéder au dénombrement des bactéries Gram négatif (BGN) ; un dosage des endotoxines présentes dans l'air complétera ces investigations. Les endotoxines sont des complexes lipopolysaccharidiques (LPS) spécifiques des parois cellulaires des BGN dont le pouvoir pathogène par voie aérienne a été démontré. Libérée après lyse des bactéries, la fraction protéique des endotoxines, thermostable, est responsable de l'immunogénicité.

S'il est impossible d'estimer les risques sanitaires liés aux agents bactériens à partir des seuls dénombrements des bactéries cultivables, une réflexion pourrait être engagée au sein d'une groupe de travail « bactéries » afin d'envisager éventuellement la recherche spécifique de certaines espèces reconnues par la Communauté Européenne comme des « agents biologiques pouvant provoquer une maladie grave chez l'homme et constituer un danger sérieux pour les travailleurs et pouvant présenter un risque de propagation dans la collectivité... » (groupe 3).

En conclusion, l'absence de connaissances sur les relations doses-réponses par voie respiratoire vis à vis des bactéries et champignons ne nous a pas permis de prendre en compte ces agents dans notre hiérarchisation. L'alternative proposée dans un premier temps consiste d'une part à considérer ces familles en tant que telles et à maintenir les pré-listes des espèces fongiques et bactériennes d'intérêt sanitaire sélectionnées par les experts des différents groupes de travail relatifs à ces problématiques et d'autre part de maintenir les mesurages d'endotoxines. En fonction de l'évolution des connaissances, des ajustements pourront être apportés par les experts composant les groupes de travail « bactéries et moisissures » de l'OQAI.

En raison du consensus grandissant autour de l'implication des moisissures dans le développement des maladies respiratoires asthmatiformes, notamment chez les enfants, il nous paraît d'ores et déjà indispensable de les considérer au moins au titre de substances « très prioritaires ». Nous proposons dans un premier temps d'élargir la pré-liste déjà établie par les membres du groupe de travail spécifique aux agents biologiques à la recherche des *Fusarium*.

L'influence des agents bactériens aériens dans la genèse des troubles respiratoires ou autres (otites par exemple) reste plus difficile à mettre en évidence. Néanmoins, certaines espèces bactériennes méritent d'être surveillées et recherchées lors des campagnes de l'OQAI. Une réflexion autour des bactéries classées dans le groupe 3 de la Communauté Européenne pourrait être engagée afin de compléter les dénombrements des BGN et le dosage des endotoxines aériennes par des recherches spécifiques de certaines espèces bactériennes reconnues comme potentiellement dangereuses pour la santé humaine.

4.9. Fumée de tabac environnementale

Unanimement reconnue comme un facteur de risque important dans l'air à l'intérieur des bâtiments [Bukowski, 2002 ; Johnston, 2002 ; IEH, 2001], l'exposition à la fumée de tabac environnementale n'a pas été prise en compte dans ce travail car elle ne figure pas en tant que tel comme un paramètre devant faire l'objet de mesurages lors des futures campagnes de l'OQAI. Il conviendra aux responsables de l'OQAI de décider si la mesure de diverses substances individuelles retrouvées dans la fumée de cigarette (formaldéhyde, acétaldéhyde, benzène, particules...) constitue une approche suffisante de l'évaluation au tabagisme domestique ou si des mesurages plus spécifiques comme la recherche dans l'air de nicotine ou de 3-ethenylpyridine par exemple [Jaakkola, 1997 ; Jenkins, 1996] doivent être envisagés afin d'estimer de manière précise l'exposition domestique à cet important facteur de risque qu'est le tabagisme passif.

4.10. Fréquence d'occurrence des pathologies

Souhaitée par certains membres du groupe de travail et du Conseil Scientifique de l'OQAI, la fréquence d'occurrence des pathologies en France (nombre de cas d'asthme, nombre de cancers...) n'a pas été prise en compte. En l'absence de registres nationaux ou de bases de données permettant de prendre directement en considération l'ensemble des facteurs individuels associés de manière causale à une pathologie quelconque (par exemple, quel est en France le nombre de cas de cancers du nez attribuables au formaldéhyde ?), l'intégration d'un tel indicateur aurait nécessité un important effort de recherche en inadéquation avec les délais impartis au groupe de travail.

En effet, autant l'on connaît en France de manière assez robuste la fréquence des causes de décès³², autant il est difficile de connaître les taux d'incidences des maladies. Il n'y a pas d'instance nationale chargée de produire cette information *in extenso* excepté pour les maladies à déclaration obligatoire (MDO)³³. De plus, la fréquence d'une maladie ne définit pas de manière satisfaisante les enjeux sanitaires qui y sont associés : comment comparer la

³² Les données exhaustives sur les causes de décès sont recensées par le service commun d'information sur les causes médicales de décès de l'INSERM (SC8 - INSERM). Chaque enregistrement individuel comprend des variables sociodémographiques sur la personne décédée (âge, sexe, lieu de décès, catégorie socioprofessionnelle...) et jusqu'à quatre causes médicales de décès codées selon la Classification internationale des maladies (CIM). L'une des ces causes, appelée la cause principale ou initiale du décès, est utilisée pour la plupart des études statistiques nationales et internationales. La cause initiale de décès est codée selon la neuvième révision de la Classification Internationale des Maladies (CIM9) ; elle distingue 110 catégories de causes de décès (liste S9). Les informations sont présentées sous forme d'effectifs de décès ou de taux pour 100 000 habitants calculés sur la base des populations de l'INSEE.

³³ D'origine infectieuse et transmissibles, les maladies à déclaration obligatoire en France sont : botulisme, brucellose, choléra, diphtérie, fièvres typhoïdes et paratyphoïdes, infections à méningocoques, listériose, légionellose, paludisme autochtone, poliomyélite, sida, toxi-infections alimentaires, tuberculose, tétanos.

fréquence des crises d'asthme, de symptômes neurologiques avec celles par exemple des cancers du foie ou des testicules ? Les coûts, les retentissements, les moyens de prévention... sont différents. Le critère de fréquence d'une maladie n'est donc pas suffisant en soit, il faut connaître la part attribuable à un facteur donné. Nous ne connaissons pas de manière satisfaisante la fréquence des maladies en France, excepté celles faisant l'objet d'un registre spécifique comme certains cancers dans certaines régions³⁴. Il est donc illusoire d'espérer connaître facilement la part attribuable à chacun des agents inclus dans le travail de hiérarchisation. Pour ces raisons (difficulté à trouver l'information, comparabilité des informations...), l'indicateur « fréquence des pathologies » n'a pas été pris en compte dans la présente étude. Il pourrait l'être dans un travail à plus long terme venant compléter utilement cette première approche. L'absence de cet indicateur ne veut pas dire pour autant que la hiérarchisation n'est pas basée sur les enjeux sanitaires : la double approche effet aigu/effets chroniques permet d'intégrer le potentiel de risque à court terme (crise d'asthme, allergie, troubles de la fonction pulmonaire, intoxication, atteinte des systèmes neurologique, immunologique ou hématologique, irritation des muqueuses...) et à long terme (cancers respiratoires, digestifs et sanguins, altérations du fonctionnement rénal, hépatique, neurologique, respiratoire...).

³⁴ Créé en 1991, le réseau français des registres de cancer (Réseau Francim) regroupe 15 registres de cancer surveillant plus de 10% de la population française. Un registre des cancers a pour objectif de surveiller la pathologie cancéreuse dans une zone géographiquement définie. En France, il existe 9 registres généraux (enregistrant tous les cancers) et six registres spécialisés (enregistrant les cancers de certains organes ou de certains types). La recherche des cas se fait dans les laboratoires d'anatomopathologie, les hôpitaux, les cliniques et auprès des spécialistes départementaux et des départements environnants. Les médecins généralistes sont également sollicités pour compléter les informations. Les données recueillies permettent de calculer l'incidence des cancers dans un département (en fonction de l'âge, du sexe et du stade de la maladie) et d'observer les tendances évolutives et la répartition géographique des cancers. A partir de ces données, il est possible de faire des estimations d'incidence dans les départements ne possédant pas de registre. Elles permettent également la réalisation de travaux d'épidémiologie analytique (recherche de facteurs de risque) et d'évaluation (prise en charge diagnostique et thérapeutique, survie). Ces activités de recherche sont financées par des subventions provenant d'organismes publics (INSERM, URCAM) ou de fondations privées (Ligue Nationale Contre le Cancer, Fondation de France, ARC, ...). En revanche, bien que l'activité de veille épidémiologique ait un intérêt essentiellement national, l'Etat n'assure qu'un financement très partiel de ce travail (20%). Le reste du financement provient d'une source locale (Conseil Général, Ligue contre le cancer...). L'enregistrement de base reste donc structurellement déficitaire ; cette précarité financière rend extrêmement fragile le système de surveillance des cancers dans la population française.

5. CONCLUSION

Fruit d'un processus de construction itératif entre les divers membres du groupe de travail, la hiérarchisation des paramètres à mesurer dans les logements dans le cadre des futures campagnes de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur est fondée exclusivement sur des aspects sanitaires. Elle n'intègre pas les dimensions économiques et organisationnelles liées au fonctionnement de l'Observatoire.

La stratégie de hiérarchisation proposée est calquée sur la méthode d'évaluation quantitative des risques sanitaires. Fondée principalement sur les premiers résultats de la campagne pilote de l'OQAI (estimation de l'exposition dans l'habitat français) et les meilleures informations toxicologiques disponibles à ce jour, cette hiérarchisation prend en compte les effets sanitaires potentiels des expositions par voie respiratoire à la fois à court et à long terme.

En l'état actuel des connaissances, 17 substances individuelles, parmi les 70 initialement sélectionnées par les responsables de l'OQAI en vue de leur hiérarchisation, sont considérées comme des paramètres « hautement prioritaires » (*formaldéhyde, benzène, acétaldéhyde, particules, radon et dichlorvos*) ou « très prioritaires » (*dioxyde d'azote, allergènes de chien, allergènes d'acariens, toluène, trichloréthylène, plomb, tétrachloréthylène, dieldrine, allergènes de chat, aldrine et monoxyde de carbone*). Les autres substances se trouvent classées dans des catégories de priorité inférieures.

Les familles de polluants³⁵ devant faire l'objet en priorité de mesures dans les futures campagnes de l'OQAI devraient donc être, sur la base des résultats de notre groupe de travail, les **aldéhydes**, les **COV**, les **biocides** (en réduisant toutefois le nombre de substances individuelles à mesurer dans chacune de ces 3 familles), les **particules**, les **allergènes domestiques** (acariens, chien, chat) et le **monoxyde de carbone**.

A la lumière des résultats préliminaires de la hiérarchisation des polluants intérieurs mise en œuvre par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) selon une démarche analogue à celle de notre groupe, il pourrait être envisagé d'étendre la liste des substances à surveiller en priorité au *chloroforme*, au *dichlorométhane*, à l'*arsenic*, au *tétrachlorure de carbone* et au *naphtalène* par exemple. Se pose également la question de la mesure de l'exposition à la fumée de tabac environnementale, unanimement reconnue comme un facteur de risque important dans l'air à l'intérieur des bâtiments.

Les résultats obtenus résultent de l'état des connaissances actuelles et la grille de hiérarchisation proposée n'est donc pas figée : les axes de priorité émanant de ce travail collectif interdisciplinaire mériteront d'être confirmés à partir de données françaises d'exposition beaucoup plus représentatives que ne peuvent l'être celles collectées lors de la campagne pilote de l'OQAI sur une soixantaine de sites seulement.

A ce titre, les futures données récoltées sur les 800 sites sélectionnés selon une méthode d'échantillonnage probabiliste lors de la 1^{ère} campagne opérationnelle de l'OQAI, pourront être mises à profit pour actualiser, selon la méthode développée, la hiérarchisation des polluants

³⁵ Telles qu'elles ont été définies par les experts de l'OQAI (§ tableau 1, page 10)

intérieurs. Ces mises à jour régulières en fonction de l'évaluation des connaissances, aussi bien en terme de connaissance des expositions que de la toxicologie, devraient faciliter un recadrage permanent des actions prioritaires engagées par l'OQAI. Enfin, au chapitre des perspectives et des développements souhaitables, on ajoutera la recherche des taux d'incidence ou de fréquence des maladies attribuables aux paramètres suivis par l'OQAI et le développement de méthodes permettant d'intégrer de manière satisfaisante (cohérence dans la mesure des enjeux de santé publique associés à chaque maladie) cet indicateur dans un travail de hiérarchisation des priorités d'actions basé sur les enjeux sanitaires.

6. BIBLIOGRAPHIE

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). US Department of Health and Human Services. Base de données consultée en août **2002** (<http://www.atsdr.gov>).

ATSDR. Toxicological Profiles for Trichloroethylene. In: US Department of Health and Human Services; **1997**.

Barguil S, Le Moullec Y, Person A, Laurent AM, Festy B. Chemical characterisation of indoor air quality in Parisian homes. *Aerobiologia* **1990** ; 6 : 28-31.

Berry R, et al. Building Research Establishment for Indoor Environment Studies. In: *Indoor Air Quality in homes*; **1996**.

Blanchard O. Mise au point des techniques de prélèvement et d'analyse des biocides dans l'environnement intérieur: INERIS-CSTB; Octobre **2001**. Report No.: INERIS DRC-01-23537-ERSA-OB1/cr376.doc.

Bonanno L, Freeman N, Greenberg M, Lioy P. Multivariate analysis on levels of selected metals, particulate matter, VOC, and household characteristics and activity from the Midwestern states NHEXAS. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* **2001** ; 16 (9) : 859-874.

Bukowski J, Lewis J, Gamble J, Wojcik N, Laumbach R. Range-Finding Study of Risk Factors for Childhood Asthma Development and National Asthma Prevalence. *Human and ecological Risk Assessment* **2002** ; 8 (4) : 735-765.

Charpin D, Birnbaum J, Haddi E, Guenard G, Lanteaume A, Toumi M, Faraj F, Van der Brempt X, Vervloet D. Altitude and allergy to house-dust mites. A paradigm of the influence of environmental exposure on allergic sensitization. *Am Rev Dis* **1991** ; 143 : 983-986.

Cicolella A, Gonzalez-Flesca N, Bastin E. Etude pilote de mesure de l'exposition personnelle des populations urbaines au benzène, au formaldéhyde et à l'acétaldéhyde. INERIS **1998**. Report No.: MAN-EMA-Ngo-Aci/AR-98-34 F 502-cr.074.doc.

de Blay F, Sanchez J, Hedelin G, Perez-Infante A, Verot A, Chapman M, Pauli G. Dust and airborne exposure to allergens derived from cockroach (*Blattella germanica*) in low-cost public housing in Strasbourg (France). *J. Allergy Clin Immunol* **1997** ; 99 (1) : 107-112.

de Blay F, Sanchez J, Platts-Mills T, Chapman M, Pauli G. Métrologie des particules aériennes portant les principaux allergènes. *Revue des Maladies Respiratoires* **1995** ; 12 (4) : 343-352.

Dusseaux M. 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. : Paris XI; **2000**.

ECA (European Collaborative Action on Urban Air, Indoor Environment and Human Exposure). Indoor risk ranking at national level. Luxembourg: Office for official Publication of the European Communities **2000** . Report No.: Risk assessment in relation to indoor air quality, report n° 22 EUR 19529 EN.

Edwards R, Jurvelin J, Saarela K, Jantunen M. VOC concentrations measured in personal samples and residential indoor, outdoor and workplace microenvironments in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* **2001** ; 25 (27) : 4531-4543.

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

Gonzalez-Flesca N, Bates MS, Delmas V, Cocheo V. Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the LIFE MACBETH programme. *Environmental Monitoring and Assessment* **2000** ; 65 : 59-67.

HSDB (Hazardous Substances Databank, database of the National Library of Medicine's TOXNET system). Base de données consultée en ligne (<http://www.toxnet.nlm.nih.gov>) en août **2002**.

IEH (Institute for Environment and Health). Indoor Air Quality in the home : final report on DETR contract EPG 1/5/12. Leicester, UK: Institute for Environment and Health; November **2001**.

IEH. Airborne particles : exposure in the home and health effects. Leicester, UK: Institute for Environment and Health. **2000**.

IEH. Volatile organic compounds (including formaldehyde) in the home. Leicester, UK: Institute for Environment and Health. **1999**.

Jaakkola MS, Jaakkola JJK. Assessment of exposure to environmental tobacco smoke. *European Respiratory Journal* **1997** ; 10 : 2384-2397.

Jenkins R, Palausky MA, Counts RW, Guerin MR, Dindal AB, Bayne CK. Determination of personal exposure of non-smokers to environmental tobacco smoke in the United States. *Lung Cancer* 14 Suppl. 1 **1996** ; S195-S213.

Johnston PK, Hadwen G, Mc Carthy J, JR. G. A screening-level ranking of toxic chemicals at levels typically found in indoor air. In: Indoor Air 2002, 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Monterey, California. June 30 – July 5, **2002**.

Kirchner S, Pasquier N. Préparation de la phase opérationnelle de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur. CSTB, octobre **2002**. Rapport final remis au Ministère de l'Emploi et de la Solidarité, Direction Générale de la Santé (DDD/SB-2002-26).

MDH (Minnesota Department of Health). Recommended best practices for mould investigations in Minnesota schools. St Paul: Minnesota Department of Health, Environmental Health Division, Indoor Air Unit **2001**.

Michel O, Duchateau J, Sergysels R. Effect of inhaled endotoxin on bronchial reactivity in asthmatic and normal subjects. J Appl Physiol **1989** ; 66(3) : 1059-1064.

Mosqueron L, Kirchner S, Nedellec V. Bilan des études françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments (1990-2001). Environnement, Risques, Santé **2002** ; 1 (1) : 31-41.

Mosqueron L, Momas I, Le Moullec Y. Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles. Journal of Occupational and Environmental Medicine **2002**^a ; 59 (8) : 550-555.

Mosqueron L. Evaluation de l'exposition individuelle au dioxyde d'azote au sein d'une population parisienne du secteur tertiaire. Thèse de docteur en pharmacie. Paris ; **2000**.

Nedellec V., Mosqueron L. Recensement des agents émis lors des déversements d'ordures ménagères en situation professionnelle et identification des dangers par inhalation. Environnement, Risques, Santé **2002** ; 1 (3) : 164-177

ODPM (Office of the Deputy Prime Minister). Development of the Housing Health and Safety Rating System : Department of the Environment, Transport and Regions (DETR) **2000**. Report n° 122.

OMS. Guidelines for Air Quality for Europe. Second edition. Copenhagen, Danemark: WHO, Regional office for Europe; **2000**.

Piechocki-Minguy A, Plaisance H, Gallo JC, Guillermo R. Development and application of a new high uptake and rate passive sampler intended to analyse NO₂ personal exposure. In: Conférence Internationale sur l'échantillonnage; 2001; Montpellier, France; **2001**.

Platts-Mills T, Thoma W, Aalberse R, Vervloet D, Chapman M. Dust mite allergens and asthma : report of a second international workshop. Journal of Allergy and Clinical Immunology **1992** ; 89 (5) : 1049-1060.

Roy LS, French CL, Murphy DL, Thompson R. Ranking and selection of hazardous air pollutants for listing under section 112(k) of the Clean Air Act Amendments of 1990 : Technical support document. US-EPA, Office of Air Quality Planning and Standards. **1999**.

Saintot M, Bernard N, Astre C, Galan P, Hercberg S, Gerber M. Expositions au dioxyde d'azote et à l'ozone d'une population d'Ile de France. Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique **2000** ; 48 : 54-61.

SFSP (Société Française de Santé Publique). Exposition au radon dans les habitations : évaluation et gestion du risque. ed Collection santé et société n°8. Vandoeuvre-les-Nancy; **2000**.

UE (Union Européenne). Directive Européenne du 22 avril **1999** relative à la surveillance de la qualité de l'air : effets sur la santé et sur l'environnement (SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀ et Plomb).

US-EPA (United States-Environmental Protection Agency). In : IRIS (Integrated Risk Information System) Base de données consultée en août **2002** (<http://www.epa.gov/iris/>).

US-EPA. Chlorinated chemicals in your homes. Indoor Air Quality Guideline. Sacramento: California Environmental Protection Agency **2001**. Report No: 3.

US-EPA. Exposure Factors Handbook. Vol I: General Factors Washington DC : US EPA -600P95002FA; **1997**.

Vervloet D, de Andrade AD, Pascal L, Lanteaume A, Dutau H, Armengaud A, Sambuc R, Charpin D. The prevalence of reported asthma is independent of exposure in house dust mite-sensitized children. Eur Respir J **1999** ; 13 (5) : 983-987.

VNC-CSTB. Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments. Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur. Décembre **2001**. Rapport DDD/SB-2002-23 (disponible en ligne sur le site de l'OQAI : <http://www.air-interieur.org/>).

7. ANNEXES

Annexe 1 : Indices de Toxicité Aiguë (I_A) pour les non biocides

	Cint (P ₉₅) (mg/m ³)	VTR aiguë voie respiratoire (mg/m ³)	I _A = CInt/VTR	Score de I _A Indice de "toxicité aiguë"
1,1,1-trichloroéthane	2,90 10 ⁻³	10,8	0,0003	0
1,2,4-triméthylbenzène	9,60 10 ⁻³	-	-	1
1,4-dichlorobenzène	8,31 10 ⁻²	4,8	0,0173	2
1-méthoxy-2-propanol	1,04 10 ⁻²	-	-	1
2-butoxyéthanol	4,40 10 ⁻³	13,1	0,0003	0
2-éthoxyéthanol	1,24 10 ⁻³	-	-	1
2-éthoxyéthylacétate	1,00 10 ⁻³	-	-	1
2-éthyl-1-hexanol	6,60 10 ⁻³	-	-	1
2-méthoxyéthanol	-	-	-	1
2-méthoxyéthyleacétate	-	-	-	1
acétaldéhyde	4,20 10 ⁻²	2	0,021	2
Allergène d'acariens (µg/g)	137,72	10	13,772	5
Allergène de chat (ng/m ³)	0,43	0,87	0,494	3
Allergène de chien (ng/m ³)	8,73	0,21	41,571	5
alpha-pinène	2,56 10 ⁻²	-	-	1
Amiante	-	-	-	1
benzaldéhyde	2,00 10 ⁻³	-	-	1
benzène	5,50 10 ⁻³	0,16	0,0344	2
butylacétate	1,90 10 ⁻²	-	-	1
Champs e.m	-	-	-	1
CO	3,5 ^(a)	30	0,12	3
Endotoxines (ng/m ³)	0,31	4100	0,0001	0
éthylbenzène	7,00 10 ⁻³	-	-	1
FMA (fibre/cm ²)	4,28	-	-	1
formaldéhyde	5,40 10 ⁻²	0,05	1,08	5
hexaldéhyde (hexanal)	4,90 10 ⁻²	-	-	1
isobutyraldéhyde	1,60 10 ⁻²	-	-	1
isovaléraldéhyde	2,10 10 ⁻³	-	-	1
limonène	5,73 10 ⁻²	-	-	1
n-décane	2,52 10 ⁻²	-	-	1
NO ₂	5,6 10 ⁻² (b)	0,2	0,28	3
n-undécane	3,67 10 ⁻²	-	-	1
Particules	6,53 10 ⁻² (c)	0,05	1,306	5
Plomb	-	-	-	1
Radon	-	-	-	1
styrène	2,00 10 ⁻³	0,26	0,0077	0
tétrachloroéthylène	6,00 10 ⁻³	1,4	0,0043	0
toluène	5,88 10 ⁻²	0,26	0,2262	3
trichloréthylène	9,10 10 ⁻³	10,8	0,0008	0
valéraldéhyde	1,40 10 ⁻²	-	-	1
xylènes (o,m,p)	2,55 10 ⁻²	4,3	0,0059	0

^(a) concentration observée sur 1 heure dans les cuisines

^(b) Gerber 1996

^(c) IEH 2000

Annexe 2 : Indices de Toxicité Aiguë (I_A) pour les biocides

	C poussières ^(a) (mg/g de pous)	Quantité de sol ingérée (g pous/ j) ⁽¹⁾	Quantité de pesticide ingérée ⁽²⁾ (mg/kg/j)	VTR aiguë orale (mg/kg/j)	I _A orale = Quantité de pesticide ingérée / VTR orale	C _{air} ^(a) (mg/m ³)	VTR aiguë respiratoire (mg/m ³)	I _A resp. = C _{int} /VTR resp	I _A = I _A orale + I _A resp.	Score de I _A Indice de "toxicité aiguë »
4,4'DDT	< LD	0,1	0	0,0005	0	< LD	-	0	0	0
Alachlore	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Aldrine	< LD	0,1	0	0,002	0	1,10 10 ⁻⁶	-	-	-	1
Alpha – HCH	1,25 10 ⁻⁵	0,1	8,3 10 ⁻⁸	-	-	< LD	-	0	-	1
Atrazine	< LD	0,1	0	0,01	0	< LD	-	0	0	0
Carbaryl	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Chlordane	< LD	0,1	0	0,001	0	< LD	-	0	0	0
Chlorpyrifos	< LD	0,1	0	0,003	0	< LD	-	0	0	0
Coumafène (Warfarin)	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Diazinon	2,00 10 ⁻⁴	0,1	1,3 10 ⁻⁶	-	-	4,50 10 ⁻⁵	-	-	-	1
Dichlorvos	2,89 10 ⁻³	0,1	1,9 10 ⁻⁵	0,004	0,00481	2,24 10 ⁻³	1,81 10 ⁻²	0,12	0,13	3
Dieldrine	8,15 10 ⁻⁵	0,1	5,4 10 ⁻⁷	-	-	6,00 10 ⁻⁷	-	-	-	1
Diflufenicanil	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Diuron	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Endosulfan A	7,07 10 ⁻⁵	0,1	4,7 10 ⁻⁷	-	-	< LD	-	0	-	1
Heptachlore	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Heptachlore époxyde	2,56 10 ⁻⁴	0,1	1,7 10 ⁻⁶	-	-	< LD	-	0	-	1
Fenoxaprop-p-ethyl	< LD	0,1	0	-	0	1,00 10 ⁻⁷	-	-	-	1
Folpel	< LD	0,1	0	-	0	7,00 10 ⁻⁷	-	-	-	1
Isoproturon	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Lindane	8,04 10 ⁻⁵	0,1	5,4 10 ⁻⁷	0,01	0,0000536	9,00 10 ⁻⁶	-	-	0,0000536	1
Malathion	< LD	0,1	0	-	0	3,40 10 ⁻⁶	0,2	0,000017	0,000017	0
Methyl-parathion	< LD	0,1	0	-	0	3,70 10 ⁻⁶	-	-	-	1
Metolachlore	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Oxadiazon	1,15 10 ⁻⁴	0,1	7,7 10 ⁻⁷	-	-	< LD	-	0	-	1
Parathion	1,86 10 ⁻⁵	0,1	1,2 10 ⁻⁷	-	-	< LD	-	0	-	1
Permethrin	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0
Propoxur (baygon)	5,12 10 ⁻³	0,1	3,4 10 ⁻⁵	-	-	2,82 10 ⁻⁴	-	-	-	1
Trifluraline	4,00 10 ⁻⁴	0,1	2,7 10 ⁻⁶	-	-	< LD	-	0	-	1
Terbutylazine	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0

^(a) concentration maximale observée sur 9 logements [Blanchard, 2001]

⁽¹⁾ : pour un enfant de 15 kg [US-EPA, 1997]

⁽²⁾ dose ingérée (mg/kg/j) = [C poussières (mg/g de poussières) × Quantité de sol ingérée (g poussières / j)] / 15 (kg)

Annexe 3 : Indices de Toxicité Chronique (I_C) pour les substances non biocides

Substance	C _{int} moy (mg/m ³) (médiane)	VTR _{chronique} (mg/m ³)	I _{EPC} = C _{int} /VTR _{chronique}	Score de l'indice d'effet potentiel chronique I _{EPC}	Score de l'indice de cancérogénicité I _K	Score de l'indice "toxicité chronique" I _C
1,1,1-trichloroéthane	7,00 10 ⁻⁴	3,80 10 ⁻¹	0,002	0	2	2
1,2,4-triméthylbenzène	2,40 10 ⁻³	-	-	1	1	2
1,4-dichlorobenzène	1,40 10 ⁻³	0,134	0,010	2	1	3
1-méthoxy-2-propanol	1,70 10 ⁻³	2	0,001	0	1	1
2-butoxyéthanol	7,00 10 ⁻⁴	1	0,001	0	3	3
2-éthoxyéthanol	7,00 10 ⁻⁴	2,00 10 ⁻¹	0,004	0	1	1
2-éthoxyéthylacétate	7,00 10 ⁻⁴	-	-	1	1	2
2-éthyl-1-hexanol	1,00 10 ⁻³	-	-	1	1	2
2-méthoxyéthanol	-	2,00 10 ⁻²	-	1	1	2
2-méthoxyéthyleacétate	-	-	-	1	1	2
acétaldéhyde	1,20 10 ⁻²	4,50 10 ⁻⁴	26,667	5	4	9
Allergènes d'acariens (μg/g)	0,61	2	0,305	3	1	4
Allergènes de chat (Fel d 1) (ng/m ³)	9,00 10 ⁻²	2,00 10 ⁻²	4,5	5	1	6
Allergènes de chien (Can f 1) (ng/m ³)	1,60	5,00 10 ⁻³	320,0	5	1	6
alpha-pinène	5,90 10 ⁻³	-	-	1	1	2
Amiante	-	0,2 (f/l) ⁻¹	-	1	5	6
benzaldéhyde	7,00 10 ⁻⁴	-	-	1	1	2
benzène	1,80 10 ⁻³	1,30 10 ⁻⁴	13,846	5	5	10
butylacétate	1,40 10 ⁻³	-	-	1	1	2
Champs e.m (< 50 Hz)	-	-	-	1	3	4
CO	0,2 ^(a)	-	-	1	1	2
éthylbenzène	2,00 10 ⁻³	1	0,002	0	1	1
endotoxines	1,90 10 ⁻¹	9,20 10 ⁺¹	0,002	0	2	2
formaldéhyde	2,40 10 ⁻²	7,70 10 ⁻⁵	311,688	1	3	4
FMA	1,42 (fibre/cm ²)	1 (fibres/litre) ⁻¹	- ^(b)	5	4	9
hexaldéhyde	1,70 10 ⁻²	-	-	1	1	2
isovaléraldéhyde	2,10 10 ⁻³	-	-	1	1	2
isobutyraldéhyde	8,80 10 ⁻³	-	-	1	1	2
limonène	8,90 10 ⁻³	-	-	1	1	2
n-décane	5,90 10 ⁻³	-	-	1	1	2
NO ₂	2,85 10 ⁻² ^(c)	4 10 ⁻²	0,71	4	1	6
n-undécane	6,90 10 ⁻³	-	-	1	1	2
Particules	3,44 10 ⁻² ^(d)	2 10 ⁻²	1,72	5	1	6
Plomb	1,52 10 ⁻² ^(e)	5,00 10 ⁻⁴	30,40	5	4	9
Radon	47 ^(f)	1,14 10 ⁻² ^(g)	4122,81	5	5	10
styrène	7,00 10 ⁻⁴	0,26	0,003	0	3	3
tétrachloroéthylène	1,40 10 ⁻³	2,70 10 ⁻¹	0,005	0	4	4
toluène	1,56 10 ⁻²	2,60 10 ⁻¹	0,060	2	2	4
trichloréthylène	7,00 10 ⁻⁴	2,30 10 ⁻³	0,304	5	4	9
valéraldéhyde	5,00 10 ⁻³	-	-	1	1	2
xylènes (o/m/p)	4,70 10 ⁻³	0,43	0,011	2	2	4

^(a) sur 8 heures dans les cuisines

^(b) ratio non calculé par inadéquation de l'expression des concentrations (fibres/cm²) et de la VTR (f/l⁻¹)

^(c) Saintot 2000

^(d) IEH 2000 ^(e) Bonnanno 2001

^(f) Bq/m³ [SFSP 2000]

^(g)

(Bq/m³)⁻¹

Annexe 4 : Indices de Toxicité Chronique (I_C) pour les biocides

	C _{poussières} ^(a) (mg/g de poussière)	Quantité de sol ingérée ⁽¹⁾ (g poussière / j)	Quantité de pesticide ingérée ⁽²⁾ (mg/kg/j)	VTR _{orale} (mg/kg/j)	I _{EPC oral} = Quantité de pesticide ingérée /VTR _{orale}	C _{air} ^(a) (mg/m ³)	VTR _{resp.} (mg/m ³)	I _{EPC resp.} = C _{air} / VTR _{resp.}	I _{EPC} = I _{EPC oral} + I _{EPC resp.}	Score de l'indice d'effet potentiel chronique I _{EPC}	Score de l'indice de cancérogénicité I _K	Score de l'indice de toxicité chronique I _C (I _{EPC} + I _K)
4,4'DDT	< LD ^(b)	0,1	0	2,94 10 ⁻⁶	0	< LD	1,03 10 ⁻⁵	0	0	0	4	4
Alachlore	< LD	0,1	0	1,00 10 ⁻²	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Aldrine	< LD	0,1	0	5,88 10 ⁻⁸	0	1,20 10 ⁻⁷	2,04 10 ⁻⁷	0,59	0,59	4	4	8
Alpha – HCH	1,79 10 ⁻⁶	0,1	1,19 10 ⁻⁸	1,59 10 ⁻⁷	0,08	< LD	5,55 10 ⁻⁷	0	0,08	2	4	6
Atrazine	< LD	0,1	0	3,50 10 ⁻²	0	< LD	-	0	0	0	2	2
Carbaryl	< LD	0,1	0	1,00 10 ⁻¹	0	< LD	-	0	0	0	2	2
Chlordane	< LD	0,1	0	2,85 10 ⁻⁶	0	< LD	1,00 10 ⁻⁵	0	0	0	3	3
Chlorpyrifos	< LD	0,1	0	1,00 10 ⁻³	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Coumafène	< LD	0,1	0	3,00 10 ⁻⁴	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Diazinon	2,22 10 ⁻⁵	0,1	1,48 10 ⁻⁷	2,00 10 ⁻⁵	0,0074	5,20 10 ⁻⁶	9,00 10 ⁻⁴	0,006	0,013	2	1	3
Dichlorvos	5,66 10 ⁻⁴	0,1	3,77 10 ⁻⁶	3,45 10 ⁻⁶	1,09	4,55 10 ⁻⁴	5,00 10 ⁻⁴	0,91	2,00	5	4	9
Dieldrine	9,06 10 ⁻⁶	0,1	6,04 10 ⁻⁸	6,25 10 ⁻⁸	0,97	7,00 10 ⁻⁸	2,17 10 ⁻⁷	0,32	1,29	5	4	9
Diflufénicanil	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Diuron	< LD	0,1	0	2,00 10 ⁻³	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Endosulfan	8,01 10 ⁻⁶	0,1	5,34 10 ⁻⁸	2,00 10 ⁻³	0,00003	< LD	-	0	0,00003	0	1	1
Fenoxaprop-p-ethyl	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Folpel	2,84 10 ⁻⁵	0,1	1,89 10 ⁻⁷	2,86 10 ⁻⁴	0,001	< LD	-	0	0,0007	0	4	4
Heptachlore	< LD	0,1	0	2,22 10 ⁻⁷	0	2,00 10 ⁻⁸	7,70 10 ⁻⁷	0,03	0,03	2	4	6
Heptachlore époxyde	< LD	0,1	0	1,10 10 ⁻⁷	0	8,00 10 ⁻⁸	3,85 10 ⁻⁷	0,21	0,21	3	4	7
Isoproturon	< LD	0,1	0	-	0	< LD	-	0	0	0	1	1
Lindane	1,34 10 ⁻⁵	0,1	8,92 10 ⁻⁸	3,00 10 ⁻⁴	0,0003	2,23 10 ⁻⁶	-	-	0,0003 (?)	1	3	4
Malathion	< LD	0,1	0	2,00 10 ⁻²	0	3,70 10 ⁻⁷	2,00 10 ⁻³	0,0002	0,0002	0	2	2
Metolachlore	< LD	0,1	0	2,50 10 ⁻⁴	0	4,10 10 ⁻⁷	-	-	0 (?)	1	2	3
Methyl-parathion	< LD	0,1	0	1,50 10 ⁻¹	0	< LD	-	0	0	0	3	3
Oxadiazon	1,28 10 ⁻⁵	0,1	8,54 10 ⁻⁸	5,00 10 ⁻³	0,00002	< LD	-	0	0,00002	0	1	1
Parathion	2,07 10 ⁻⁶	0,1	1,38 10 ⁻⁸	-	-	< LD	-	0	0 (?)	1	2	3
Permethrin	< LD	0,1	0	5,00 10 ⁻²	0	< LD	-	0	0	0	2	2
Propoxur	9,99 10 ⁻⁴	0,1	6,66 10 ⁻⁶	4,00 10 ⁻³	0,002	4,44 10 ⁻⁵	-	-	0,002 (?)	1	1	2
Trifluraline	1,37 10 ⁻⁴	0,1	9,14 10 ⁻⁷	-	-	< LD	-	0	0 (?)	1	1	2
Terbutylazine	< LD	0,1	0	1,30 10 ⁻⁴	0	< LD	-	0	0	0	3	3

^(a) concentration moyenne établie sur 9 logements [Blanchard, 2001]

^(b) inférieur à la limite de détection analytique

⁽¹⁾ pour un enfant de 15 kg [US-EPA, 1997]

⁽²⁾ dose ingérée (mg/kg/j) = [C poussières (mg/g de poux) × Quantité sol ingérée (g poux/ j)] / 15 (kg)

Annexe 5 : Indices de Fréquence (I_F) pour les non biocides

Substances	Taux de fréquence ⁽¹⁾	Score de l'indice de fréquence I _F
1,1,1-trichloroéthane	9,50	1
1,2,4-triméthylbenzène	90,5	5
1,4-dichlorobenzène	58,7	3
1-méthoxy-2-propanol	61,9	4
2-butoxyéthanol	22,2	2
2-éthoxyéthanol	12,7	1
2-éthoxyéthylacétate	6,3	1
2-éthyl-1-hexanol	50,8	3
2-méthoxyéthanol ^(a)	-	1
2-méthoxyéthyleacétate ^(a)	-	1
acétaldéhyde	100	5
Allergènes d'acariens	58,3	3
Allergènes de chat	9,6	1
Allergènes de chien	39,4	2
alpha-pinène	93,6	5
Amiante ^(b)	-	1
benzène	39,1	2
benzaldéhyde	98,4	5
butylacétate	63,5	4
Champs e.m (< 50 Hz) ^(c)	-	1
CO	91,7	5
Endotoxines	100	5
éthylbenzène	87,3	5
FMA ^(d)	-	1
formaldéhyde	100	5
hexaldéhyde	96,6	5
isobutyraldéhyde	96,6	5
isovaléraldéhyde	100	5
limonène	100	5
n-décane	96,8	5
NO ₂ ^(e)	100	5
n-undécane	100	5
Particules ^(f)	100	5
Plomb ^(g)	-	1
Radon ^(h)	100	5
styrène	22,2	2
tétrachloroéthylène	81	5
toluène	100	5
trichloréthylène	49,2	3
valéraldéhyde	92	5
xylènes	100	5

⁽¹⁾ Taux de prélèvements (%) supérieurs à la Limite de Quantification Analytique (LQA) observés lors de la campagne pilote de l'OQAI

^(a) absence de mesures lors la campagne pilote ; absence de données de littérature

^(b) absence de mesures lors la campagne pilote et absence de données dans des conditions de vie « normales » (informations disponibles uniquement dans le cadre des campagnes de « diagnostic » amiante)

^(c) absence complète d'informations

^(d) absence de mesures lors la campagne pilote et absence de données dans des conditions de vie « normales » (informations disponibles uniquement lors des campagnes de « diagnostic »)

^(e) absence de mesures lors la campagne pilote ; extrapolation à partir d'études françaises

^(f) absence de mesures lors la campagne pilote ; extrapolation à partir d'études françaises

^(g) absence de mesures lors de la campagne pilote ; absence de données environnementales en dehors des campagnes micro-environnementales réalisées dans les enquêtes « saturnisme »

^(h) absence de mesures lors de la campagne pilote ; la technique de prélèvement (tube passif pendant 2 à 3 mois) utilisée lors des campagnes IPSN-DGS conduit à des taux de détection proches de 100 %

Annexe 6 : Indices de Fréquence (I_F) pour les biocides

	Taux de fréquence ⁽¹⁾	Score de l'indice de Fréquence I _F
4,4'DDT	0	0
Alachlore	0	0
Aldrine	6	1
Alpha – HCH	17	1
Atrazine	0	0
Carbaryl	0	0
Chlordane	0	0
Chlorpyrifos	0	0
Coumafène	0	0
Diazinon	17	1
Dichlorvos	61	4
Dieldrine	11	1
Diflufénicanil	0	0
Diuron	0	0
Endosulfan	39	2
Fenoxaprop-p-ethyl	0	0
Folpel	5,6	1
Heptachlore	11	1
Heptachlore époxyde	5,6	1
Isoproturon	0	0
Lindane	56	4
Malathion	6	1
Methyl-parathion	5,6	1
Metolachlore	0	0
Oxadiazon	5,6	1
Parathion	5,6	1
Permethrin	0	0
Propoxur	22,2	2
Terbutylazine	28	2
Trifluraline	0	0

⁽¹⁾ Taux de prélèvements (%) supérieurs à la Limite de Quantification Analytique (LQA) observés lors de la campagne pilote de l'INERIS (9 logements) [Blanchard, 2001]. Taux calculé à partir des mesures dans l'air et dans les poussières (soit n = 2 × 9 = 18 mesures pour chaque biocide).

Annexe 7 : Indices de Hiériorchisation (IH) pour les non biocides

Substance	Indice de toxicité aiguë (I_A)	Indice de toxicité chronique (I_C)	Indice de fréquence (I_F)	Indice de hiériorchisation (IH)	Groupe de hiériorchisation
1,1,1-trichloroéthane	0	2	1	3	D
1,2,4-triméthylbenzène	1	2	5	8	C
1,4-dichlorobenzène	2	3	3	8	C
1-méthoxy-2-propanol	1	1	4	6	C
2-butoxyéthanol	0	3	2	5	C
2-éthoxyéthanol	1	1	1	3	D
2-éthoxyéthylacétate	1	2	1	4	D
2-éthyl-1-hexanol	1	2	3	6	C
2-méthoxyéthanol	1	2	1	4	D
2-méthoxyéthyleacétate	1	2	1	4	D
acétaldéhyde	2	9	5	16	A
Allergène d'acariens	5	4	3	12	B
Allergène de chat	3	6	1	10	B
Allergène de chien	5	6	2	13	B
alpha-pinène	1	2	5	8	C
Amiante	1	6	1	8	C
benzaldéhyde	1	2	2	5	C
benzène	2	10	5	17	A
butylacétate	1	2	4	7	C
Champs e.m	1	4	1	6	C
CO	3	2	5	10	B
endotoxines	0	1	5	6	C
éthylbenzène	1	2	5	8	C
FMA	1	4	1	6	C
formaldéhyde	5	9	5	19	A
hexaldéhyde	1	2	5	8	C
isobutyraldéhyde	1	2	5	8	C
isovaléraldéhyde	1	2	5	8	C
limonène	1	2	5	8	C
n-décane	1	2	5	8	C
NO ₂	3	5	5	13	B
n-undécane	1	2	5	8	C
Particules (PM ₁₀)	5	6	5	16	A
Plomb	1	9	1	11	B
Radon	1	10	5	16	A
styrène	0	3	2	5	C
tétrachloroéthylène	2	4	5	11	B
toluène	3	4	5	12	B
trichloréthylène	0	9	3	12	B
valéraldéhyde	1	2	5	8	C
xylènes	0	4	5	9	C

Annexe 8 : Indices de Hiérarchisation (IH) pour les biocides

Substance	Indice de toxicité aiguë (I _A)	Indice de toxicité chronique (I _C)	Indice de fréquence (I _F)	Indice de hiérarchisation (IH)	Groupe de hiérarchisation
4,4' DDT	0	4	0	4	D
Alachlore	0	1	0	1	D
Aldrine	1	8	1	10	B
Alpha – HCH	1	6	1	8	C
Atrazine	0	2	0	2	D
Carbaryl	0	2	0	2	D
Chlordane	0	3	0	3	D
Chlorpyrifos	0	1	0	1	D
Coumafène	0	1	0	1	D
Diazinon	1	3	1	5	C
Dichlorvos	3	9	4	16	A
Dieldrine	1	9	1	11	B
Diflufénicanil	0	1	0	1	D
Diuron	0	1	0	1	D
Endosulfan	1	1	2	4	D
Fenoxaprop-p-ethyl	0	1	0	1	D
Folpel	1	4	1	6	C
Heptachlore	1	6	1	8	C
Heptachlore époxyde	1	7	1	9	C
Isoproturon	0	1	0	1	D
Lindane	1	4	4	9	C
Malathion	0	2	1	3	D
Methyl-parathion	1	3	1	5	C
Metolachlore	0	3	0	3	D
Oxadiazon	1	1	1	3	D
Parathion	1	3	1	5	C
Permethrin	0	2	0	2	D
Propoxur	1	2	2	5	C
Terbutylazine	1	2	2	5	C
Trifluraline	0	3	0	3	D

Annexe 9 : Indices de hiérarchisation moyens par famille chimique sélectionnée par l'OQAI

Type de polluant	Famille	IH moyen	Sous-famille	IH moyen	
Chimiques	COV	7,45	hydrocarbures aromatiques	Benzène, toluène, ethylbenzène, xylènes, 1,2,4-triméthylbenzène, styrène	9,83
			hydrocarbures aliphatiques	n-décane, n-undécane	8
			terpènes	alpha-pinène, limonène	8
			alcool	2-éthyl-1-hexanol	6
			éthers de glycols	2-éthoxyéthanol, 2-butoxyéthanol, 2-méthoxyéthanol, 2-méthoxyéthyleacétate, 1-méthoxy-2-propanol	4,4
			hydrocarbures halogénés	Trichloréthylène, Tétrachloroéthylène, 1,1,1-trichloroéthane, 1,4-dichlorobenzène	8,5
			esters	Butylacétate, 2-éthoxyéthylacétate	5,5
	aldéhydes	10,29		Formaldéhyde, Acétaldéhyde, Benzaldéhyde, Hexaldéhyde, Valéaldéhyde, Isobutyraldéhyde, Isovaléaldéhyde	
	biocides	4,6	HPLC UV /DAD	Propoxur, Carbaryl, Isoproturon, Diuron, Coumafène, Methyl-parathion, Folpel, Diflufénicanil, Fenoxaprop-p-ethyl, Oxadiazon Trifluraline,	3,18
			CG/ECD	Alpha – HCH, Lindane, Heptachlore, Alachlore, Aldrine, Metolachlore, Chlorpyrifos, Heptachlore époxyde A, Heptachlore époxyde B, Trans-chlordane, Cis-chlordane, Oxadiazon, Endosulfan A, Dieldrine, Endosulfan B, 4,4' DDT, Cis-permethrin, Trans-permethrin,	5,57
			CG/TSD	Dichlorvos, Diazinon, Atrazine, Terbutylazine, Methyl-parathion, Malathion, Ethyl-parathion	5,75
		NO ₂	14		
		CO	10		
	Radon	16			
Particules et fibres	particules inertes (PM ₁₀)	16			
	amiante	8			
	fibres minérales artificielles	6			
	plomb	4			
Biologiques	bactéries	n.e.	endotoxines	6	
	moisissures	n.e.	ergostérol	4	
	allergènes d'animaux	11,66	acariens	12	
			chat	10	
Physiques	champs électromagnétiques très basse fréquence (< 50 Hz)	6	chien	13	

Annexe 10 : Substances pour lesquelles les informations toxicologiques sont partielles (1 seule VTR aiguë ou chronique)

Substance individuelle	I _A	I _C	I _F	I _H	GH ⁽¹⁾	VTR aiguë	Effet aigu (A/H ⁽²⁾ ; FI ⁽³⁾)	VTR chronique	Effet chronique (A/H ⁽²⁾ ; FI ⁽³⁾)	Classe de cancérogénicité ⁽⁴⁾
radon	1	10	5	16	A	-	-	+	Cancer poumon (H)	1/ne
dieldrine	1	9	1	11	B	-	-	+	Cancer foie (A)	3/B2
plomb	1	9	1	11	B	-	-	+	Neurologique (H ; 1)	2B/B2
CO	3	2	5	10 ^(a)	B	+	Cardiaque (H ; ?)	-	-	ne/ne
heptachlore epoxyde	1	7	1	9	C	-	-	+	Cancer foie (A)	ne/2B
alpha HCH	1	6	1	8	C	-	-	+	Cancer foie (A)	2B/B2
ethylbenzène	1	2	5	8	C	-	-	+	Développement (A ; 300)	3/D
heptachlore	1	6	1	8	C	-	-	+	Cancer foie (A)	2B/B2
1-méthoxy-2-propanol	1	1	4	6	C	-	-	+	Neurologique (A ; 300)	ne/ne
folpel	1	4	1	6	C	-	-	+	Cancers tractus digestif (A)	ne/B2
diazinon	1	3	1	5	C	-	-	+	Neurologique (A ; 100)	ne/ne
méthyl-parathion	1	3	1	5	C	-	-	+	Cholinergique, sanguin (A ; 100)	3/ne
propoxur	1	2	2	5	C	-	-	+	Cholinergique (H ; 100)	ne/ne
endosulfan	1	1	2	4	D	-	-	+	Foie (A ; 100)	ne/ne
2-éthoxyéthanol	1	1	1	3	D	-	-	+	Testiculaire, sanguin (A ; 300)	ne/ne
métolachlore	0	3	0	3	D	-	-	+	⚓ poids corporel (A ; 100)	ne/C
oxadiazon	1	1	1	3	D	-	-	+	Sang, foie (A ; 100)	ne/ne
trifluraline	0	3	0	3	D	-	-	+	Cancer rein, thyroïde (A)	3/C
carbaryl	0	2	0	2	D	-	-	+	Rein, foie (A ; 100)	3/ne
alachlore	0	1	0	1	D	-	-	+	Sanguin (A ; 100)	ne/ne
coumafène	0	1	0	1	D	-	-	+	Sanguin (H ; 100)	ne/ne
diuron	0	1	0	1	D	-	-	+	Sanguin (A ; 300)	ne/ne

⁽¹⁾ Groupes de Hiérarchisation : « A » = hautement prioritaires ; « B » = très prioritaires ; « C » = prioritaires ; « D » = non prioritaires

⁽²⁾ (A) : données animales / (H) : données humaines

⁽³⁾ FI : Facteur d'incertitude

⁽⁴⁾ classement établi selon les critères de classification proposés par le CIRC et l'US-EPA (cf tableau 2) : « ne » = non évalué ; 3 = inclassable ; C = Cancérogène possible

^(a) IH = 12 si I_A estimé avec P₁₀₀ (I_A = 5)