



EHESP

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion : **2011 - 2012**

Date du Jury : **8 octobre 2012**

**Critères de qualité de l'air :
comparaison des méthodes de
détermination et étude de leur
variabilité**

PUY Géraldine

Lieu : INSPQ, Montréal

Référent professionnel :

Stéphane BUTEAU

Référent pédagogique :

Olivier BLANCHARD

Remerciements

Je tiens à remercier infiniment Audrey Smargiassi, responsable du département pollution de l'air et santé à l'INSPQ, chercheur à l'université de Montréal et à la direction de santé publique de Montréal, pour son accueil chaleureux au sein de l'équipe et qui m'a permis de réaliser ce mémoire dans les meilleures conditions possibles.

Je remercie chaleureusement mon encadrant professionnel, Stéphane Buteau, expert pollution de l'air et santé à l'INSPQ, pour son soutien, ses conseils avisés et son suivi tout au long du stage et grâce à qui ce mémoire est tel qu'il est.

Je tiens à remercier Olivier Blanchard, enseignant chercheur à l'EHESP, pour l'élaboration du sujet de ce mémoire et son intérêt pour l'avancement de mes travaux.

Je souhaite remercier Marie-Hélène Bourgault et Mathieu Valcke, tous deux toxicologues à l'INSPQ, pour leur grande aide, leurs recommandations et leurs commentaires si constructifs.

Je remercie tout particulièrement Tarik Benmarhnia, ancien élève de l'EHESP, en thèse au sein de l'équipe pollution de l'air et santé de l'INSPQ en partenariat avec l'EHESP, pour tout ce qu'il a fait pour moi depuis la construction de ce projet jusqu'à sa réalisation finale.

Je remercie Marie-Pier Brault et Pierre Walsh du ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec, pour leurs remarques et leur aide qui m'ont été précieuses.

Je tiens à remercier également toutes les personnes que j'ai rencontrées et avec qui j'ai pu partager des moments très agréables : Omar Bellprat, étudiant suisse en thèse sur les changements climatiques, pour son humour et ses cheveux en l'air, Allan Brand de l'équipe pollution de l'air et santé, pour la pratique de l'anglais, Mélissa Giguere de l'équipe pollution de l'air et santé pour sa bonne-humeur, Patrick Grenier d'Ouranos pour ses leçons de québécois, Marie-France Sottile d'Ouranos pour toutes ses excellentes suggestions d'excursions et toutes les personnes avec qui j'ai partagé quotidiennement le dîner.

Je remercie, enfin, toutes les personnes avec lesquelles j'ai collaboré au cours de ces quatre mois : Marie Fiori du ministère de la santé, les personnes des ministères de l'environnement de New-York, de l'Ontario, du Manitoba et du Vermont.

Sommaire

Introduction.....	1
1. Pollution de l'air et santé	3
1.1 Les polluants de l'air	3
1.2 Effets sanitaires de la pollution de l'air	3
1.3 Gestion de la qualité de l'air.....	6
2. Comparaison des méthodes de détermination des critères de qualité de l'air (CQA)	9
2.1 Méthode de détermination des CQA au Québec.....	9
2.1.1 Les CSEN-i pour les effets aigus	10
2.1.2 Les CSEN-i pour les effets chroniques non cancérogènes	10
2.1.3 Les CSEN-i pour les effets cancérogènes	11
2.1.4 Utilisation des recommandations en milieu de travail pour dériver un CQA	11
2.2 Comparaison des méthodes de détermination des CQA	12
2.2.1 Démarche méthodologique.....	12
2.2.2 Revue bibliographique et sélection des méthodes	13
2.2.3 Comparaison des méthodes	14
3. Vérification des fiches de synthèse des CQA	18
3.1 Méthode de vérification des CQA	18
3.2 Résultats	19
3.2.1 Fiches de synthèse révisées et CQA recensés dans la littérature.....	19
3.2.2 Analyse de la variabilité des paramètres.....	23
4. Discussions.....	26
4.1 Variabilité des CQA associé à la méthode et au choix des paramètres.....	26
4.2 Impacts sanitaires associés à une différence au niveau de la valeur guide.....	29
4.3 Niveau de protection sanitaire des CQA	32
Conclusion.....	36
Bibliographie.....	I
Liste des annexes.....	VIII
Annexe A – Présentation des 30 méthodes recensées	IX
Annexe B – Sélection des méthodes.....	XIII

Annexe C – Découpage par paramètre des méthodes comparées.....	XV
Annexe D – Organigramme de vérification	XVII
Annexe E – Grille de vérification : MDI	XVIII
Annexe F – Exemple de fiche de synthèse vérifiée et commentée	XX
Annexe G - Tableaux de synthèse avec les CQA recensés.....	XXIII
Annexe H – Présentation de l'outil <i>Air Quality Benefits Tool</i> (AQBAT) et de la démarche d'EIS pour l'étude de l'impact sanitaire de la variabilité des CQA	XXVII

Liste des figures

Figure 1 : Pyramide des effets aigus sur la santé associés à la pollution de l'air (Santé Canada, 2005).....	5
Figure 2 : Les organes du corps humains qui peuvent potentiellement être affectés par la pollution atmosphérique (Rückerl et al., 2011)	6

Liste des tableaux

Tableau 1 : Méthodes retenues avec les organismes producteurs et l'année d'élaboration	14
Tableau 2: Résultats de l'analyse de variabilité mono-paramétrique par substance.....	23
Tableau 3: CQA _{min} et CQA _{max} des cinq substances étudiées et pourcentages de différence	31

Liste des sigles utilisés

ACGIH	<i>American Conference Governmental of Industrial Hygienist</i>
AEGL	<i>Acute Exposure Guideline Levels</i>
AFSSET	Agence française de sécurité sanitaire, de l'environnement et du travail
AQBAT	<i>Air Quality Benefits Assessment Tool</i>
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BMCL	<i>Benchmark Concentration Limit</i>
BMD	<i>Benchmark Dose</i>
BPCO	Broncho-pneumopathie chronique obstructive
Cal EPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
COV	Composé organique volatil
CQA	Critère de qualité de l'air
CSEN	Concentration sans effet nocif
CSEN-i	Concentration sans effet nocif pour l'inhalation
CSNN	Concentration sans effet nocif pour les nuisances
CC	Concentration critique
DEQ	<i>Department of Environmental Quality</i>
EIS	Evaluation de l'impact sanitaire
enHealth	<i>Environmental Health committee</i>
FCR	Fonction concentration-réponse
FCRS	Facteur de contribution relative des sources
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HDI	1,6-Hexaméthylène diisocyanate
HEC	Concentration équivalente humaine
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
InVS	Institut de veille sanitaire
IPCS	<i>International Programme on Chemical Safety</i>
LAURE	Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MassDEP	<i>Massachussets Department of Environmental Protection</i>

MDDEP	Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs
MDI	Méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl)
MOE	Ministère de l'environnement de l'Ontario
NHMRC	<i>National Health and Medical Research Council</i>
NEPC	<i>National Environment Protection Council</i>
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i>
NOAEL	<i>No Observable Adverse Effect Level</i>
NRC	<i>National Research Council</i>
NY DEC	<i>New York Department of Environmental Conservation</i>
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PM	<i>Particulate Matter</i> (matière particulaire)
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
REL	<i>Reference Exposure Level</i>
REL	<i>Recommended Exposure Level</i>
REVIHAAP	<i>Evidence on health aspects of air pollution to review EU policies</i>
RfC	Concentration de référence
RfD	Dose de référence
RQA	Règlement sur la qualité de l'atmosphère
TCEQ	<i>Texas Commission on Environmental Quality</i>
TLV	<i>Threshold Limit Value</i>
UE	Union européenne
UF	<i>Uncertainty Factor</i> (Facteur d'incertitude)
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VTR	Valeur toxicologique de référence

Introduction

Le fait de respirer de l'air de bonne qualité représente pour tous une condition essentielle de santé et de bien-être. La composition chimique de l'atmosphère change et évolue sans cesse via des phénomènes naturels et anthropiques. L'air est composé d'un mélange d'éléments possédant des caractéristiques et des propriétés différentes, pouvant être sous forme de gaz ou de particules en suspension. Parmi les milliers de divers composés atmosphériques, plusieurs s'avèrent potentiellement nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement (Godish, 1997). En effet, les conséquences néfastes de la pollution atmosphérique sur la santé humaine sont aujourd'hui clairement démontrées (Rückerl et al., 2011). Bien que les mesures d'association entre l'exposition aux différents polluants atmosphériques et les effets sanitaires soient relativement faibles, tout le monde est exposé aux polluants atmosphériques; par conséquent les impacts sanitaires sont importants (InVS, 2008).

La qualité de l'air constitue ainsi un enjeu global et international, d'autant plus que les contaminants atmosphériques ne connaissent pas de frontières. Il est donc primordial de réduire autant que possible la concentration des polluants de l'air de façon à limiter les effets néfastes sur la santé. C'est pourquoi, depuis les cinquante dernières années notamment, les pays développés ont pris conscience de l'importance de la qualité de l'air et ont ainsi développé des politiques de contrôle et de gestion, notamment via la mise en place des mesures législatives, administratives et techniques (WHO, 2000 ; ERS, 2010).

Au Québec, c'est le ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP) qui établit les critères de qualité de l'air. Ce dernier a procédé récemment à une mise à jour des fiches de synthèse des critères de qualité de l'air pour certains polluants. Une telle mise à jour est nécessaire car les données scientifiques en lien avec la qualité de l'air, notamment au point de vue toxicologique et épidémiologique, sont en constante évolution. Afin de vérifier cette mise à jour et, plus particulièrement, les informations relatives à la santé, le MDDEP a mandaté son partenaire, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), lequel constitue le centre d'expertise et de référence en matière de santé publique au Québec. À titre comparatif, la collaboration entre le MDDEP et INSPQ se veut similaire celle de l'expertise fournie par l'agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) aux autorités de santé publique française.

C'est donc dans le cadre de cette vérification des critères de qualité de l'air que s'est déroulé mon stage au sein de l'INSPQ, dont le présent mémoire est l'objet. L'objectif de ce

mémoire vise à mieux comprendre en quoi consistent les outils des décideurs de santé publique en matière de gestion de la qualité de l'air ambiant. Plus précisément, ce mémoire traitera, tout d'abord, des généralités relatives à la pollution de l'air et la santé pour, ensuite, aborder la notion de standards ou critères de qualité de l'air à travers la comparaison des méthodes de leur détermination. Il s'en suivra une comparaison de standards de qualité de l'air de différents organismes par l'intermédiaire de la mise à jour des fiches de synthèse des critères de qualité de l'air du MDDEP. Finalement, les points concernant les méthodes de détermination des CQA, la variabilité de ces derniers et l'impact de cette variabilité sur la protection de la santé publique seront discutés.

1. Pollution de l'air et santé

1.1 Les polluants de l'air

La pollution de l'air peut résulter des émissions de sources fixes (industries, etc.), de sources mobiles (véhicules routiers, trains, bateaux, etc.), ou de sources intermittentes (feux de forêts, combustion de biomasse, etc.) (ERS, 2010).

Les polluants atmosphériques peuvent être d'origine primaire ou secondaire. Les polluants primaires sont directement issus des sources de pollution et émis dans l'atmosphère. Les secondaires, eux, ne sont pas directement rejetés mais proviennent de réactions chimiques de gaz, entre des polluants primaires et des composés naturels de l'environnement comme l'oxygène et l'eau. Dans les polluants primaires, on retrouve des gaz tels que des oxydes de carbone (COx), des oxydes de soufre (SOx), des oxydes d'azote (NOx), des hydrocarbures légers, des composés organiques volatils (COV) et des particules en suspension (PM). Parmi les polluants secondaires, on compte l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote et les particules secondaires (Air Paris, 2010).

Parmi les polluants atmosphériques, certains sont qualifiés de polluants « communs » ou « classiques ». Ils reflètent de façon globale la qualité de l'air et renseignent, dans une certaine mesure, sur les sources de pollution. On compte parmi ceux-ci le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), l'O₃, le monoxyde de carbone (CO) et les PM_{2,5} et PM₁₀, ainsi que des métaux lourds, hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) et composés organiques volatils (COV) parmi les plus communément présents dans l'environnement tel que le benzène. Ces substances ont fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques (ERS, 2010).

Les autres substances chimiques rejetées sont dites « toxiques ». Leur présence dans l'air est généralement faible et observable aux alentours de leurs sources d'émission, formant ainsi des zones référencées comme des sites de « pics de polluants » (NEPC 2009).

1.2 Effets sanitaires de la pollution de l'air

Les risques relatifs¹ d'effets sur la santé résultant de l'exposition à la pollution atmosphérique sont faibles (InVS, 2008). Toutefois, comme cette exposition concerne l'ensemble de la population, l'impact sanitaire découlant du risque absolu associé à la pollution atmosphérique est non négligeable pour une société. Ainsi, le projet *Aphekom*,

¹ Le risque relatif correspond au risque de survenue d'un événement dans un groupe exposé à un facteur de risque par rapport à un groupe témoin (ou de base).

mené dans 12 pays européens et piloté par l'InVS, a montré que la perte d'espérance de vie associée à un niveau de matières particulaires (PM) supérieur au seuil fixé par l'OMS ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour les personnes de plus de 30 ans est estimée à 5,8 mois à Paris, 7,5 mois à Marseille et 5 mois à Bordeaux (MEDDTL, 2011). La pollution atmosphérique constitue donc une problématique globale et d'importance majeure.

La caractérisation des risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique constitue un sujet complexe. Il existe plusieurs raisons à cela : les sources de pollution sont multiples ; la pollution est un processus dynamique qui varie en fonction des conditions environnementales et qui concerne un mélange de nombreux polluants ; l'exposition de la population varie selon le contexte urbain et géographique, sa proximité avec les sources d'émission ou le temps passé à l'extérieur ; les niveaux d'exposition même faibles peuvent rester pertinents ; et les relations cause-effet ne sont pas toujours claires (ERS, 2010). Des études ont notamment montré que les personnes habitant à proximité de zones à forte densité de trafic présenteront plus d'effets néfastes que ceux vivant en dehors de ces zones (WHO, 2004).

Les effets de la pollution sur la santé sont variés et, pour un polluant donné, largement déterminés par les concentrations dans l'environnement et la durée d'exposition des personnes. Ces effets générés sont changeants selon les individus de leurs caractéristiques intrinsèques (patrimoine génétique, âge, sexe, femme enceinte, etc.), leur sensibilité innée ou acquise et les facteurs comportementaux tels que le tabac, la nourriture ou l'activité physique. Parmi les populations particulièrement sensibles aux effets de la pollution de l'air, mentionnons les enfants, les personnes âgées et les personnes atteintes de maladies chroniques, notamment respiratoires et cardiovasculaires (InVS, 2008).

Les effets de la pollution atmosphérique générés peuvent être **aigus** ou **chroniques**. Les effets aigus se produisent rapidement, de quelques heures à quelques jours après l'exposition, tandis que les effets chroniques se produisent après une exposition prolongée, allant de quelques mois à plusieurs années (InVS, 2008). La nature des effets ainsi que la gravité peuvent être schématisées sous forme d'une pyramide (figure 1), où la proportion des individus affectés diminue avec l'augmentation de la sévérité des effets.



Figure 1 : Pyramide des effets aigus sur la santé associés à la pollution de l'air (Santé Canada, 2005)

De plus, les effets générés peuvent être **à seuil de concentration** ou **sans seuil de concentration**. Des effets à seuil de concentration signifie qu'une valeur limite existe au-delà de laquelle des effets néfastes sont susceptibles de se produire (Bonvallet, Dor, 2002). Les effets sans seuil impliquent que pour toute dose reçue, même minime, des effets sanitaires peuvent apparaître (US EPA, 2005b). La probabilité de survenue croît avec la dose ou l'exposition, mais l'intensité de l'effet n'en dépend pas.

Les effets de la pollution de l'air peuvent être très variés (figure 2). Néanmoins, le nez et les poumons sont les premiers points d'entrée de la pollution atmosphérique dans le corps humain ; par conséquent la pollution atmosphérique affecte principalement l'appareil respiratoire. Cependant, à mesure que des informations complémentaires sur les effets systémiques de la pollution de l'air sont apparues, les concepteurs d'études épidémiologiques et expérimentales ont mis en évidence qu'elle était aussi responsable des troubles de l'appareil cardiovasculaire (ERS, 2010). Les conséquences de la pollution atmosphérique sur la santé peuvent aller des altérations biochimiques et physiologiques à des difficultés respiratoires, à la toux jusqu'à l'aggravation des troubles respiratoires et cardiaques existants pouvant même causer la mort.

Les maladies respiratoires comprennent, entre autres, la toux, l'asthme, la broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO), l'hypersécrétion nasale, et le cancer des poumons. Les cellules pulmonaires peuvent être endommagées directement par les contaminants atmosphériques tels que l'O₃, les métaux ou les radicaux libres. Des lésions secondaires peuvent également être formées via la transformation des polluants organiques en métabolites actifs par des enzymes de bio-activation présentes en grand nombre dans les tissus des voies aériennes. De plus, le tissu pulmonaire est abondamment irrigué, ce qui facilite le transport de substances toxiques et leurs métabolites depuis les poumons jusqu'à des organes lointains qu'ils peuvent dégrader (Santé Canada, 2005).

En ce qui concerne l'atteinte du système cardiovasculaire, les polluants atmosphériques inhalés sont absorbés par le sang et transportés jusqu'au cœur. Certains polluants vont directement affecter l'appareil cardio-vasculaire et entraîner des changements structuraux (nécrose dégénérative, réactions inflammatoires) tandis que d'autres vont affecter la rythmicité et la contractilité du cœur. Les maladies du système cardiovasculaire incluent les coronaropathies avec l'affectation des artères coronaires, les insuffisances cardiaques et les arythmies cardiaques (Santé Canada, 2005).

Par ailleurs, les autres effets que pourraient générer la pollution atmosphérique, tels que les effets neurotoxiques et sur le développement foetal, ne sont que très faiblement documentés (Rückerl et al., 2011). La connaissance et les recherches les concernant ne sont approfondies, contrairement aux effets pulmonaires et cardiovasculaires.

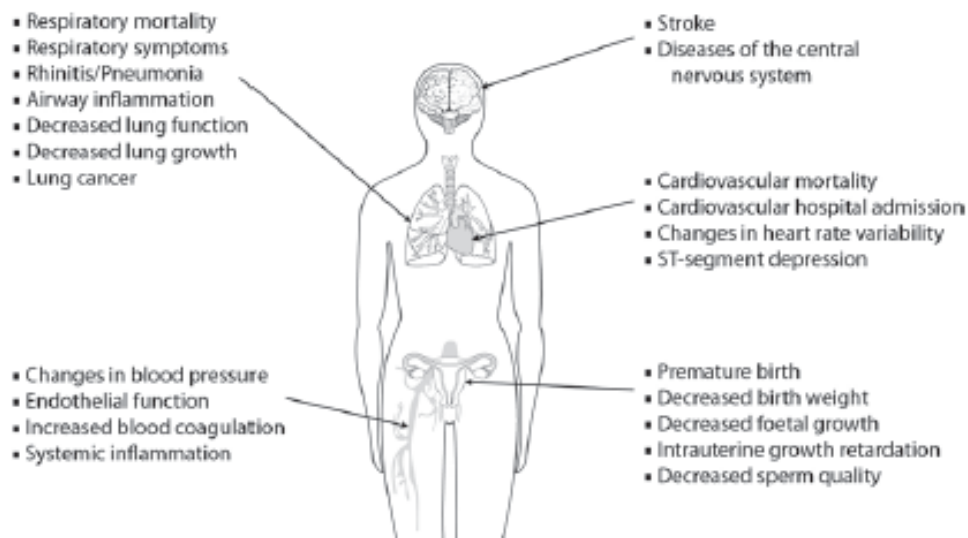


Figure 2 : Les organes du corps humains qui peuvent potentiellement être affectés par la pollution atmosphérique (Rückerl et al., 2011)

1.3 Gestion de la qualité de l'air

Devant l'importance du lien entre qualité de l'air et santé, il est impératif de protéger les populations et de limiter leur exposition à la pollution atmosphérique. Certains pays et états en ont pris conscience et ont ainsi développé des politiques de contrôle de la pollution atmosphérique. Les politiques de gestion de la qualité de l'air reposent sur des mesures réglementaires fixées par chaque pays. Ces valeurs s'appuient, d'une part, sur des facteurs sanitaires mais également sur la base de considérations de nature économique, environnementale, technologique et sociale.

En France, la gestion de la qualité de l'air est encadrée par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) adoptée en 1996, qui reconnaît à chacun le droit de respirer un « air qui ne nuise pas à sa santé ». Les polluants à réglementer et les valeurs réglementaires sont arrêtés au niveau de l'union européenne (UE) ; la France transpose

ensuite les directives de qualité sur l'air pour sa propre juridiction. Sur la problématique des conséquences sur la santé, c'est l'organisation mondiale de la santé (OMS) qui est chargée de fournir les éléments clés, c'est-à-dire les valeurs guides de qualité de l'air établies sur des considérations uniquement sanitaires. Ainsi, actuellement, le projet REVIHAAP (*Evidence on health aspects of air pollution to review EU policies*) a été mis en place. Il vise à fournir à la commission européenne pour 2013 des recommandations fondées sur des données probantes relatives aux effets sur la santé de la pollution atmosphérique. Ces recommandations s'appuieront sur les effets sanitaires des polluants réglementés qui sont les PM, l'O₃, le NO₂, le SO₂, ainsi que sur les émissions dans l'air de l'arsenic, du cadmium, du mercure, du nickel et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). D'autres instances apportent des éléments à la commission européenne comme les évolutions des émissions et des plafonds d'émission des pays, les liens avec le changement climatique, les évaluations économiques, etc. Le « critère santé » ne rentre pas toujours en jeu dans ces considérations, mais il reste la ligne de mire principale de la réglementation.

En ce qui concerne le Québec, l'élaboration des valeurs réglementaires est établie par le MDDEP. Pour les polluants « communs » (PM_{2,5}, le SO₂, le NO₂, etc.), il se base principalement sur les recommandations du gouvernement fédéral du Canada qui sont établies sous l'égide de la *loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)*. Le MDDEP peut également utiliser les recommandations de l'OMS ou de l'*United States Environmental Protection Agency (US EPA)* pour établir ses propres valeurs. Ainsi, le MDDEP définit les concentrations limites acceptables des contaminants dans l'air ambiant au Québec au moyen de la loi sur la qualité de l'environnement (LQE) de 1972. L'article 22 de cette loi stipule que « Nul ne doit émettre, déposer, dégager ou rejeter ni permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet dans l'environnement d'un contaminant au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par règlement du gouvernement ». Ces concentrations limites acceptables sont définies dans la LQE par des « critères » et des « critères provisoires de gestion ». Les critères sont des seuils de référence pour la gestion de la qualité de l'air, qui sont établis sur des considérations sanitaires. Les critères provisoires, quant à eux, sont établis en tenant compte, en plus des considérations sanitaires, des facteurs environnementaux, liés aux impacts sur les écosystèmes, et socio-économiques, liés à un compromis entre les exigences des industriels et l'exposition des personnes à proximité des industries. Ces deux éléments n'ont pas de portée réglementaire mais sont des objectifs de qualité que fixe le MDDEP. Ils concernent des polluants toxiques choisis suivant l'intérêt que leur porte le MDDEP et selon la disponibilité des données toxicologiques.

En 2011, le Québec a adopté le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). Celui-ci comporte des normes de qualité de l'air à portée réglementaire qui visent les polluants que l'on peut mesurer sur le terrain, soit les polluants classiques tels que l'O₃, le SO₂, le CO, le NO₂, les PM_{2,5}, des HAP, des métaux lourds (cadmium, mercure, etc) mais aussi certains polluants toxiques. Il a pour objectif d'assurer une meilleure protection de la qualité de l'air par le contrôle et la réduction des concentrations des contaminants atmosphériques rejetés et présents dans l'air ambiant. Ce règlement est multisectoriel : il touche les activités industrielles, commerciales, institutionnelles et concerne l'ensemble des sources d'émission. Il implique l'élaboration de nouvelles normes ou le resserrement de celles déjà présentes dans le règlement sur la qualité de l'atmosphère (RQA) adopté en 1979 (MDDEP, 2002).

Les normes et les critères de qualité de l'air sont utilisés de manière équivoque par le MDDEP pour l'évaluation et l'autorisation de nouvelles activités ou la modification d'une activité existante impliquant l'émission de contaminants atmosphériques. Les normes, contrairement aux critères, sont à portée réglementaire et ont donc force de loi.

2. Comparaison des méthodes de détermination des critères de qualité de l'air (CQA)

La présente section vise à comparer la méthode de détermination des CQA au Québec avec celles utilisées ailleurs dans le monde. Cet exercice permettra de documenter les méthodes de détermination des critères de qualité de l'air et de faire ressortir les divergences entre les démarches, notamment par rapport à celle du MDDEP.

2.1 Méthode de détermination des CQA au Québec

Au Québec, le choix des substances pour lequel le MDDEP fixe les CQA dépend essentiellement des besoins, des problématiques actuelles et émergentes (dossiers à traiter, plan de réduction des rejets industriels, etc). Toujours selon l'intérêt et le besoin, une même substance peut faire l'objet de plus d'un critère, en fonction de durées d'exposition jugées pertinentes (1h, 24h, annuel, etc.).

Le document *Éléments de méthode de calcul des critères de qualité de l'air* du MDDEP (2012) présente les fondements de la méthode utilisée pour déterminer les CQA au Québec. Brièvement, les CQA sont construits à partir des concentrations sans effets nocifs (CSEN). Une CSEN est « la concentration la plus élevée d'un contaminant dans l'air permettant d'éviter l'apparition prédite ou démontrée d'un effet néfaste sur la santé humaine, le bien-être ou l'écosystème »² (MDDEP, 2002). Elle est déterminée en considération de quatre types d'effets : les effets obtenus par exposition directe (CSEN-i: inhalation), par exposition indirecte (surtout par ingestion des contaminants), les nuisances (odeurs ou autres) et les effets sur les écosystèmes. Les effets causés par les contaminants atmosphériques sont classés dans la méthodologie du MDDEP selon qu'ils soient aigus, pour des expositions allant de quelques heures à quelques jours, chroniques non cancérogènes, pour des expositions allant de quelques mois à quelques années, ou cancérogènes. La détermination des CSEN-i à la base des CQA dépend de la nature des effets produits par la substance.

Dans le cadre du mémoire, seules les CSEN-i seront prises en compte ; les nuisances et effets sur l'écosystème ne seront pas abordés.

² Une CSEN est un équivalent d'une valeur toxicologique de référence (VTR). Les VTR indiquent quantitativement le niveau d'exposition maximal auquel la population peut être exposée sans que n'apparaissent d'effets toxiques. Elles sont basées sur la relation dose-réponse caractérisant le lien entre l'exposition de l'homme à une substance toxique et l'occurrence ou la sévérité de l'effet observé. Elles sont construites par des organismes de référence comme l'US EPA ou l'OMS. Elles sont caractéristiques d'un effet critique, d'une voie et d'une durée d'exposition (Bonvallot, Dor, 2002).

2.1.1 Les CSEN-i pour les effets aigus

Les effets aigus sont des effets à seuil. Les CSEN-i pour les effets aigus sont déterminées à partir d'une revue approfondie de la littérature scientifique. Une dose critique telle qu'un LOAEL (niveau le plus bas pour lequel un effet toxicologique est observé) ou un NOAEL (niveau où aucun effet toxicologique n'est observé, déterminé à partir du LOAEL) est identifiée à partir d'études expérimentales animales ou humaines. Suite à cela, des ajustements dosimétriques et l'application de facteurs d'incertitude (UF) appropriés sont réalisés. La CSEN-i est égale au rapport de la dose critique ajustée sur le produit des UF. Les critères seront alors basés sur cette CSEN-i pour une durée d'exposition d'une heure généralement.

2.1.2 Les CSEN-i pour les effets chroniques non cancérogènes

Les effets chroniques non cancérogènes sont également des effets à seuil. La démarche suivie pour élaborer des critères annuels par le MDDEP est la suivante :

1/ Choisir une valeur toxicologique autre que cancérogène pour une exposition chronique parmi ceux proposés par les organismes producteurs. Le MDDEP opte en premier lieu pour une concentration de référence (RfC) de l'US EPA, lorsqu'elle existe, et l'adopte intégralement. Si aucune RfC n'est disponible, le MDDEP examine les valeurs des autres organismes de référence comme la *California Environmental Agency Protection* (Cal EPA), l'OMS ou Santé Canada. S'il n'y a aucune valeur pour la voie d'inhalation, le MDDEP utilise alors une dose de référence (RfD) de l'US EPA ou d'autres doses critiques établies pour la voie d'ingestion. Si cela n'est pas possible, le MDDEP doit développer une valeur toxicologique pour la voie d'inhalation en s'inspirant de la méthode de détermination des RfC de l'US EPA (1994) ou d'autres protocoles.

2/ Appliquer un facteur de contribution des sources (FCRS) autres que l'air dans le cas où l'effet est systémique et les voies d'exposition multiples. Le FCRS vise à prendre en compte la part relative de chacune des sources d'exposition (eau, nourriture, sol, air intérieur, air ambiant) à la substance incriminée dans l'exposition totale pour adapter la part attribuable à l'air ambiant dans l'établissement des standards. Cette manière de procéder vise à s'assurer que la dose totale d'exposition d'une population ne dépasse pas la VTR. Le MDDEP peut choisir d'appliquer des facteurs de 5, 20, 50, 80 et 100% de contribution. Ces facteurs sont choisis en fonction de la connaissance des propriétés physico-chimiques de la substance et de sa présence dans les différents milieux. Les valeurs par défaut sont 5% pour les composés organiques volatiles (COV) et 50% dans les autres cas.

2.1.3 Les CSEN-i pour les effets cancérigènes

Les effets cancérigènes peuvent être à seuil ou sans seuil. Le MDDEP se base sur l'US EPA pour les effets cancérigènes avec trois types d'évaluations possibles : un classement des substances en quatre catégories qui reflète la probabilité qu'une substance ait un pouvoir cancérigène pour l'humain, un estimé quantitatif des risques du cancer associé à l'ingestion d'une substance et un estimé quantitatif des risques de cancer associé à l'inhalation d'une substance.

La quantification du risque est donnée sous forme de facteur de pente ou d'excès de risque unitaire. L'excès de risque unitaire acceptable est fixé à 10^{-6} , c'est-à-dire une probabilité de survenue d'un cas de cancer supplémentaire sur un million de personnes exposées durant toute leur vie à une unité de substance cancérigène.

2.1.4 Utilisation des recommandations en milieu de travail pour dériver un CQA

Il existe des valeurs guides qui s'appliquent au milieu professionnel. Ce sont des recommandations à suivre pour prévenir la survenue de pathologies dues à l'exposition aux polluants présents dans les lieux de travail. On parle par exemple de valeur d'exposition moyenne pondérée au Québec (Sebez, 2011) ou de valeur limite d'exposition professionnelles en France (INRS, 2012).

Le MDDEP considère que les recommandations du milieu de travail ne devraient pas servir de point de départ à la détermination d'un seuil de référence pour l'air extérieur (MDDEP, 2012). La raison en est que ce dernier vise à protéger la population générale, laquelle inclut des personnes présumées plus sensibles que les travailleurs telles que les nouveau-nés, les personnes âgées et les femmes enceintes. Néanmoins, en l'absence de l'information scientifique minimale pour la détermination d'un critère, le MDDEP peut utiliser ces données et déterminer ainsi un critère dit « provisoire ». Les valeurs élaborées par des organismes développant des recommandations pour la protection de la santé des travailleurs pour des durées de travail journalière (ex. : 8h/jour) ou hebdomadaire (ex. : 40 h/semaine) tels que l'*American Conference Governmental of Industrial Hygienist* (ACGIH) ou le *National Institute for Occupational Safety and Health* (NIOSH) seront alors considérées. Ces deux organisations élaborent des valeurs guide sous l'appellation respectives de *Threshold Limit Value* (TLV)³ et *Recommended Exposure Level* (REL)⁴, lesquelles sont établies sur la base

³ Une TLV est définie par l'ACGIH comme une concentration dans l'air au-delà de laquelle des effets sanitaires sont susceptibles d'être observés sur le travailleur. Il en existe 3 types selon la durée d'exposition considérée. La plus couramment utilisée est la *TLV-Time weighted average* (TWA) : pour 8h travaillées / jour, 40h/semaine (OSHA, 2008)

de critères de santé. Elles sont destinées aux professionnels de l'hygiène industrielle amenés à manipuler des substances chimiques afin de les aider à prendre des décisions sur les niveaux qui ne menacent pas la santé des travailleurs exposés à différentes substances chimiques présentes dans les lieux de travail (ACGIH, 2008). La méthode du MDDEP prévoit ensuite que ces valeurs soient divisées par un facteur de 4,2 ($24\text{h} / 8\text{h}_{\text{travaillées}} \times 7\text{j} / 5\text{j}_{\text{travaillés}}$) pour tenir compte d'une exposition continue avec, si la substance présente une forte toxicité, un facteur supplémentaire de réduction de 10.

2.2 Comparaison des méthodes de détermination des CQA

La présente section vise à comparer la méthodologie appliquée au Québec pour déterminer les CQA par rapport à celles adoptées ailleurs dans le monde.

2.2.1 Démarche méthodologique

Afin de pouvoir procéder à la comparaison des méthodes de détermination des standards de qualité de l'air, la démarche méthodologique a consisté à :

1/ Réaliser une **recherche bibliographique** via les moteurs de recherche Pubmed, Google et au sein des organismes de référence tels que l'US EPA en utilisant les mots clés suivants : critère ; *criteria*; normes; standard; *indicator*; *allowable ambient limit* ; *minimum risk level*; RfC; concentration et niveau limite ; valeur guide air ; *guidelines* ; *method* ; *deriving air guidelines* ; *acute exposure guidelines levels* ; *air pollution* ; air ambiant ; *air quality value* ; *air value guidelines technical support* ; *health department air ambient air quality guideline values*

Les informations relatives à l'organisme producteur, l'année de publication et le contenu (description succincte) sont renseignés pour chacune des méthodes listées.

2/ **Sélectionner des méthodes** les plus pertinentes parmi celles recensées en se basant sur une vérification qualitative des points suivants :

- La méthode concerne les standards de qualité de l'air ambiant ;
- Le document explicatif de la méthode donne des précisions de nature méthodologique ;
- La description de la méthodologie est claire et détaillée ;
- La méthode développe une valeur basée sur la santé pour une exposition autre que ponctuelle ;

⁴ Un REL défini par le NIOSH est un équivalent d'une TLV basé soit sur des expositions de travailleurs de 10 heures de travail par jour, 4 jours par semaine : REL (10h TWA), soit 8h par jour, 40h par semaine : REL (8h TWA) (NIOSH, 2011).

- La méthodologie apporte des éléments complémentaires et/ou nouveaux à la méthode du MDDEP ;
- La méthode est récente.

Ainsi, ne sont pas retenues les méthodes où les expositions sont définies comme ponctuelles et les seuils de protection ne garantissent pas une protection de la santé de la population générale en raison d'effets minimes tolérés (ex : méthodologie relative aux *Acute Exposure Guideline Levels* (AEGl) dont le niveau de protection maximal est AEGl-1 au-delà duquel la population ressent des effets d'inconfort certains). De même, les méthodes peu claires ou insuffisamment détaillées, ainsi que celles n'étant pas spécifiques aux polluants de l'air ambiant mais plutôt à ceux de l'environnement intérieur, sont mises de côté car elles ne permettent pas d'apporter des éléments de comparaison appropriés.

3/ Documenter, pour les différentes méthodes retenues, les informations en regard des paramètres comparatifs suivants :

- Les critères balisant le choix de l'étude de référence et de la valeur toxicologique de référence⁵ ;
- La manière de considérer les effets sans seuil ;
- Les approches utilisées pour procéder à l'ajustement dosimétriques et de durée ;
- La justification et la valeur des facteurs d'incertitude et de contribution relative des sources (FCRS) appliqués ;
- La durée d'exposition à laquelle s'appliquent les critères déterminés.

2.2.2 Revue bibliographique et sélection des méthodes

Suite à la revue bibliographique des méthodes de détermination des CQA, une liste de trente méthodes, détaillée en annexe A, a été établie. Cette liste comporte les informations spécifiques à chacune des méthodes permettant d'avoir une base descriptive nécessaire pour retenir les plus pertinentes. Ainsi, le tableau de l'annexe B présente l'étape de sélection des méthodes selon les six points cités plus haut.

D'autres documents traitant de méthodes ne figurant pas dans les 30 méthodes initiales ont finalement été retenues car elles se sont révélées pertinentes. Il s'agit de la méthode de Calabrese et Kenyon (1991), qui est relativement ancienne mais qui explicite de façon détaillée le point particulier des facteurs de contribution relative des sources, de même que deux rapports d'expertise, relatifs à la construction de VTR. Ces derniers ne sont pas

⁵ Tous les critères de qualité de l'air sont établis sur des valeurs toxicologiques de référence qui sont déterminées par des organismes de référence nationaux ou internationaux. Les VTR peuvent différer selon l'organisme constructeur.

spécifiques à l'air ambiant mais permettent d'apporter des points de comparaison intéressants.

Finalement, sept méthodes proposées par des organismes ou auteurs américains (EU), australien (AUS) ou français (FR) ont été retenues (tableau 1). À noter que plus d'une référence méthodologique ont parfois dû être consultées pour documenter la méthode de façon adéquate.

Tableau 1 : Méthodes retenues avec les organismes producteurs et l'année d'élaboration

Organisme élaborateur	Titre des documents de référence	Année
NEPC, NHRMC, enHealth (AUS)	Discussion Paper Air Quality Standard	2010
	Ambient Air Quality Standard Setting	2006
	An Australian approach to setting air quality standard: Consultation draft	2009
Calabrese & Kenyon (EU)	Air toxics and risk assessment	1991
<i>Massachusetts Department of Environmental Protection - MassDEP (EU)</i>	Methodology for updating air guidelines: allowable ambient limits and Threshold Effect Exposure Limits	2011
<i>Texas Commission on Environmental Quality - TCEQ (EU)</i>	Guidelines to develop effects screening levels, reference values, end unit risk factors	2006
Ministère de l'environnement de l'Ontario - MOE (CA)	Environmental Standard Setting and Children's Health	2000
	Rationale for the Development of Ontario Air Quality Standard for Chlorine Dioxide	2007
Cal EPA (EU)	Technical support - Noncancer Reference Exposure Level	2008
	Technical support for Cancer Potency Factor: Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures	2009
ANSES (ex AFSSET) (FR)	La construction d'une valeur toxicologique de référence fondée sur les effets reprotoxiques	2006
	Méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances cancérigènes	2010

2.2.3 Comparaison des méthodes

Les informations pertinentes de chacune des méthodes sélectionnées ont été compilées dans un tableau de synthèse présenté en annexe C, facilitant ainsi la comparaison pour des paramètres d'intérêt mentionnés précédemment (section 2.2.1). La présente section vise à en résumer les éléments les plus importants.

- Choix des études de référence :

La base des standards de qualité de l'air réside dans les études toxicologiques, d'exposition contrôlée (animale ou humaine) et épidémiologiques. Les méthodologies expliquent la manière de choisir les études les plus appropriées. Pour cela, des critères de sélection sont détaillés tels que des études basées sur les humains, un caractère récent de

la monographie, des ajustements et des extrapolations réalisés selon les méthodes actuelles, la taille de l'échantillon étudié, la plausibilité biologique, etc.

Notons comme point particulier que l'Australie (NEPC, 2009) recommande de faire réaliser la sélection des études par un comité d'experts indépendants pour une plus grande transparence. Elle préconise également de rechercher, en premier lieu, des études menées en Australie avant de regarder celles des autres pays.

- Choix des valeurs toxicologiques de référence :

Les approches pour le choix des valeurs toxicologiques de référence à la base des critères ne sont pas toutes identiques. Il existe néanmoins un accord général des méthodes selon lequel à qualité égale, la valeur la plus protectrice est adoptée.

Parmi les spécificités relatives à certaines démarches, celle adoptée par le *Massachusetts Department of Environmental Protection* (MassDEP) est de recenser toutes les valeurs disponibles, de vérifier si les valeurs ne diffèrent pas les unes des autres d'un facteur supérieur à 3 et d'opter pour la plus récente si c'est le cas. Sinon, le MassDEP détaille la base de chacune et base son choix sur la qualité des données (MassDEP, 2011).

Par ailleurs, le ministère de l'environnement de l'Ontario (MOE) effectue une revue globale et systématique de tous les critères existants dans les autres pays ou organismes tels que la Louisiane (EU), New-York (EU), la Suède, l'OMS, etc. Il analyse ensuite la base de la construction de ces valeurs, puis il sélectionne les plus pertinentes pour, ainsi, établir son critère de qualité de l'air (MOE, 2007).

Le MDDEP (2012), lui, base ses choix en priorité sur l'US EPA. Ainsi, s'il existe une RfC de l'US EPA, elle adopte cette valeur d'office. Il est à noter que si une RfC de l'US EPA existe et qu'elle est récente, la plupart des méthodologies recommande de choisir celle-ci.

- Considération des effets sans seuil de dose :

En ce qui concerne les effets cancérigènes sans seuil de dose, l'ensemble des organisations base leurs valeurs de qualité de l'air sur un excès de risque unitaire de 10^{-6} sauf l'Australie et le Texas qui ont choisi de la fonder sur un excès de risque unitaire de 10^{-5} .

- Application des facteurs d'incertitude :

Les facteurs d'incertitude (UF), décrits dans les différentes méthodes, sont ceux appliqués classiquement pour tenir compte de cinq sources potentielles d'incertitudes (US EPA, 1994), soit :

- l'extrapolation de l'animal vers l'humain (UFA) ;
- la prise en compte des variabilités intrinsèques de la population générale (UFH) ;

- l'extrapolation d'un LOAEL vers un NOAEL (UFL) ;
- l'extrapolation d'une durée d'exposition sous-chronique vers une durée chronique (UFS) ;
- le recours à une base de données jugée insuffisante : manque d'études, d'informations sur un effet précis (UFD).

Les valeurs attribuées à chaque facteur diffèrent selon les méthodes, mais la valeur par défaut de 10 est communément admise et largement utilisée. Un jugement d'expert au cas par cas doit être réalisé pour l'application des UF.

Toutefois, la méthode actuelle de la Cal EPA (2008) est plus développée, puisqu'elle prend en considération la division des UF_H et UF_A en deux sous-composantes : toxicocinétique et toxicodynamique. Cette approche s'inspire de celle préconisée par l'*International Programme on Chemical Safety* (IPCS, 2005) pour la détermination de facteurs d'ajustement spécifiques aux substances (*Chemical-Specific Adjustment Factors*). Ainsi, selon la Cal EPA (2008), l' UF_H peut prendre la valeur de $\sqrt{10}$ ou 10 et l' UF_A 1, 2 ou 10. L' UF_L peut valoir 1, 6 ou 10, l' UF_D 1 ou $\sqrt{10}$ et l' UF_S 1,6 ou 10. Les valeurs des UF dépendent des paramètres de l'étude et des connaissances toxicologiques actuelles disponibles.

De plus, pour tenir compte, d'une part, que le potentiel cancérigène est souvent déduit d'expérimentations animales menées avec des individus adultes, et d'autre part, que les enfants sont considérés plus sensibles aux substances cancérigènes que les adultes, un facteur supplémentaire de réduction de la valeur des CQA est recommandé par la Cal EPA (2009) et par l'état du Texas (TCEQ, 2006). Ce facteur découle du fait que, pour les deux premières années de vie (pour le Texas) ou entre le troisième trimestre de grossesse et l'âge de deux ans (pour la Cal EPA), l'enfant est considéré 10 fois plus sensible que l'adulte, alors qu'entre deux et quinze ans, l'enfant le serait 3 fois plus sensible. La Cal EPA applique ces facteurs pour toutes les substances cancérigènes, sans considérer leur mode d'action, car elle soutient que des expositions précoces peuvent potentiellement augmenter le risque de cancer, même si le mode d'action n'est pas mutagène. De plus, la définition de « mutagène ⁶ » peut être problématique dans le cas où le mode d'action s'en approche sans l'être pour autant (ERG, 2008). En allant plus loin, il y a plusieurs modes d'action cancérigènes et un mode peut être prédominant durant une période de la vie, alors qu'un autre peut l'être durant une autre période (Cal EPA, 2009). Le Texas, lui, suit les recommandations données par l'US EPA dans son guide (2005b). Les facteurs ne sont

⁶ Une substance mutagène est une substance qui, par elle-même ou par le biais d'un de ses métabolites, est capable d'augmenter la fréquence de mutation de l'ADN. Une mutation de l'ADN est une modification permanente du matériel génétique d'une cellule (gène, chromosome) et peut constituer une étape initiale du cancer selon le gène et la modification impliqués (AFSSET, 2010).

applicables que pour des substances cancérogènes mutagènes, c'est-à-dire qui produisent un cancer par l'altération irréversible de l'ADN, lorsque les données disponibles sont suffisantes pour évaluer le potentiel mutagène des substances. Si les données sont insuffisantes ou si les substances ne sont pas mutagènes, aucun facteur de réduction du critère n'est appliqué.

Des ajustements de sécurité pour la transposition des valeurs pour les travailleurs à la population générale sont explicités dans les méthodologies du MassDEP (2011) et du MDDEP (2012). Le MassDEP utilise, tout comme le MDDEP, les valeurs de l'ACGIH ou du NIOSH et les transforme pour une durée d'exposition continue avec un facteur de 4,2. Ensuite, il leur applique un facteur supplémentaire systématique de 10 pour la protection de la population générale adulte et un facteur de 1,75 pour prendre en compte la variabilité entre les enfants et les adultes.

- Facteurs de contribution relative des sources (FCRS):

Les méthodes du MDDEP (2012), de Calabrese et Kenyon (1991) et du MassDEP (2011) détaillent la détermination FCRS dans la détermination des critères de qualité de l'air. Le MassDEP applique un FCRS de 20% par défaut en absence de données sur les facteurs d'exposition spécifiques à la substance. Calabrese et Kenyon (1991) applique des facteurs de 20, 50 et 80% selon le profil d'exposition de la substance.

Ainsi, les méthodes de détermination des critères de qualité de l'air présentent des différences, notamment concernant le choix de la dose critique à la base du critère et le choix de la valeur des UF et du FCRS appliqués. Les critères de qualité de l'air vont donc être dissemblables selon la méthodologie utilisée.

3. Vérification des fiches de synthèse des CQA

La présente section concerne la vérification de la mise à jour des fiches de synthèse des critères de qualité de l'air du MDDEP. Pour chacune des substances possédant un ou plusieurs CQA (selon la durée de l'exposition), le MDDEP dispose d'une fiche de synthèse individuelle comportant les principales caractéristiques (n° CAS, masse molaire, facteurs de conversion, etc) et la base sur laquelle est déterminée la CSEN.

La vérification de ces fiches a porté, à la demande du MDDEP, sur les cinq polluants suivants : le méthylène-bi (isocyanate-4 de phényl) ou MDI, le 1,6-Hexaméthylène diisocyanate ou HDI, le 2-hexanone, le n-pentane et le n-propanol. Ces polluants toxiques disposent d'un critère mais ne sont toutefois pas inclus dans le RAA.

3.1 Méthode de vérification des CQA

Afin de vérifier les fiches de synthèse des CQA du MDDEP, une démarche méthodologique a été développée de façon à procéder de manière systématique. Pour se faire, les outils de vérification suivants ont été élaborés:

- un **organigramme de vérification** qui décrit les différentes étapes à suivre, sous forme d'arbre décisionnel, selon la nature du CQA et sa base de détermination. Ainsi, le cheminement à adopter est systématiquement le même. L'organigramme réalisé après la consultation approfondie de la méthode de détermination des CQA du MDDEP (2012) et des fiches de synthèse à vérifier, est présenté en annexe D.
- une **grille de vérification des informations**, dont un exemple pour le MDI est détaillé en annexe E, qui sert de « preuve » écrite que la vérification a bien eu lieu. Des cases décrivant les éléments à vérifier sont à cocher au fur et à mesure de la vérification suivant la démarche décrite dans l'organigramme.
- un **tableau de synthèse** qui fait suite à une revue bibliographique et qui documente les standards recensés ainsi que l'information complémentaire sur laquelle repose l'établissement du standard (étude, effet et dose critique, UF, etc) pour les organismes qui ont définis un critère pour la substance donnée.

Les informations des fiches de synthèse sont donc vérifiées et commentées avec des suggestions de modification puis envoyée au MDDEP avec la grille d'évaluation, le tableau de synthèse et les différentes valeurs de CQA recensées.

3.2 Résultats

La présente section détaille pour les cinq substances les suggestions formulées au MDDEP suite à la vérification des fiches de synthèse dans le cadre du mémoire, les différents CQA recensés dans la littérature, où se situe le CQA du MDDEP par rapport aux autres et une analyse de la variabilité de ces CQA.

3.2.1 Fiches de synthèse révisées et CQA recensés dans la littérature

La fiche de synthèse révisée d'une substance (MDI) est présentée à l'annexe F à titre d'exemple.

- **MDI :**

Les suggestions faites au MDDEP pour la fiche de synthèse du MDI concernent principalement l'allure et les informations générales (formule chimique erronée).

Le MDDEP a déterminé pour le MDI un critère annuel de $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une revue de littérature a permis de recenser un total de 9 autres valeurs guides proposées par différents organismes pour le MDI dans l'air (Tableau G-1 en annexe G). Les autres valeurs guides proposées sont pour une durée d'exposition de 24h à chronique. Ces dernières varient de $0,05$ à $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La majorité de ces valeurs guides recensées sont dérivées de la RfC de l'US EPA égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 1998 issue d'une BMCL_{10} ($0,14 \text{ mg}/\text{m}^3$) d'après les études de Reuzel et al. (1990, 1994).

Plutôt que de retenir la BMCL_{10} , la province canadienne du Manitoba a, quant à elle, décidé de s'en tenir à l'utilisation d'un NOAEL de $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 1990) développé à partir d'observations chez les travailleurs.

Le Vermont se démarque en appliquant un facteur d'incertitude supplémentaire de 3 lié au potentiel cancérigène de la substance qu'il considère non quantifié car inclassable par le CIRC et l'US EPA (Vermont Agency of Natural Resources, 2011).

La valeur actuellement proposée par la Cal EPA est un REL de $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est similaire à celle de l'US EPA, cependant la Cal EPA a utilisé une BMCL_{05} dérivée de l'étude de Reuzel et al. (1990, 1994). Par ailleurs, la Cal EPA propose une révision du REL pour le MDI en 2010. Dans ce document « *draft* », une valeur nettement plus protectrice est proposée : $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mais qui reste non officielle.

Ainsi, il existe beaucoup de valeurs de qualité de l'air pour le MDI qui diffèrent selon les choix effectués et la méthode utilisée. La valeur la plus protectrice est celle encore non officielle de la Cal EPA (2010) qui est de l'ordre de 10 fois inférieure à celle du MDDEP. Le

Vermont a choisi, lui, une valeur 3 fois plus protectrice que celle du MDDEP. La valeur développée par le MDDEP est identique à celles des états du Maine, de New York, du Minnesota et du Michigan ainsi que celle de Calabrese et est du même ordre de grandeur que celles du Manitoba, de l'Ontario et la valeur officielle de la Cal EPA (2001).

- **HDI :**

Les suggestions formulées au MDDEP pour la fiche de synthèse du HDI sont similaires à celles du MDI dans la mesure où ces composés sont de la même famille et le CQA est déterminé de façon semblable.

Le MDDEP a déterminé pour le HDI un critère annuel de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une revue de littérature a permis de recenser un total de 7 autres valeurs guides proposées par différents organismes pour le HDI dans l'air (Tableau G-2 en annexe G). Ces valeurs varient de $0,01$ à $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour des expositions de 24h à chroniques (un an ou plus).

La plupart des agences se basent sur la RfC de l'US EPA de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 1994 (US EPA, 2012

Le département de l'environnement de Caroline du Nord a déterminé une valeur guide de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bien que les valeurs des critères pour le HDI soient sensiblement similaires, il ressort des différences au niveau des fondements de ceux-ci. Par exemple, la Caroline du Nord et l'US EPA ont retenus des doses critiques différentes (un LOAEL pour la Caroline du Nord et un NOAEL pour l'US EPA) et l'US EPA et l'Ontario ont retenus la même dose critique mais n'ont pas appliqué les mêmes facteurs d'incertitude : 100 pour l'US EPA et 30 pour l'Ontario. Parmi les valeurs répertoriées, l'Ontario est la plus permissive ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

- **2-hexanone :**

Des commentaires relatifs aux références bibliographiques, à la présentation du calcul du CQA (formule numérique) ont été adressés au MDDEP pour la fiche de synthèse du 2-hexanone. De plus, la suggestion de prendre en compte l'air intérieur comme source d'exposition au 2-hexanone a été faite car elle n'est pas considérée dans la détermination du FCRS.

Le MDDEP a déterminé pour le 2-hexanone un critère annuel de $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une revue de littérature a permis de recenser 3 autres valeurs guides proposées par différents organismes pour le 2-hexanone dans l'air (Tableau G-3 en annexe G). Ces valeurs varient de 11 à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour des expositions de 24h à chroniques (un an ou plus).

Les valeurs guides retenues par les états de New York et du Michigan (NY DEC, 2010 ; Michigan DEQ, 2012) correspondent à la RfC de l'US EPA de 30 µg/m³ (2009b).

Le MDDEP a également défini son critère à partir de la RfC de l'US EPA à laquelle il applique un FCRS de 80%, car le 2-hexanone est très volatil et peu présent dans l'eau et la nourriture, donc l'exposition attendue proviendra principalement de l'air extérieur.

Le MassDEP développe un standard de 10,9 µg/m³ pour un an et 24h à partir d'une valeur de 4 mg/m³ proposée pour le milieu professionnel par le NIOSH.

La revue de littérature a permis de mettre en évidence qu'il n'existe que peu de critères pour le 2-hexanone. La valeur retenue par le MassDEP, fondée sur une dose critique différente, est 2 fois plus faible que celle du MDDEP. L'état de New York et du Michigan ont choisi des critères établis sur la même base que celle du MDDEP, du même ordre de grandeur, mais qui diffèrent cependant par l'application d'un FCRS de 80% par le MDDEP en accord avec sa méthodologie de détermination des CQA.

- **N-pentane :**

Les commentaires énoncés au MDDEP pour la fiche de synthèse du n-pentane, outre les remarques de forme et de références bibliographiques, concernent le manque de précision de l'effet critique à la base de la VTR retenue. Par ailleurs, le choix des valeurs des UF ne sont pas justifiés. En outre, nous avons recommandé d'utiliser le terme « facteur d'incertitude » plutôt que « facteur de sécurité ».

Le MDDEP a déterminé pour le n-pentane un critère annuel de 240 µg/m³. Une revue de littérature a permis de recenser 2 autres valeurs guides pour le n-pentane dans l'air (Tableau G-4 en annexe G) : une du Michigan de 17 700 µg/m³ pour une durée annuelle d'exposition et une autre de l'état de New-York de 4 200 µg/m³ pour une durée d'exposition de 8h.

Le MDDEP détermine son critère de qualité de l'air à partir d'un NOAEL (20 000 mg/m³) recommandé par l'union européenne (2003).

En ce qui concerne l'état de New-York et le Michigan (NY DEC, 2010 ; Michigan DEQ, 2012), les standards reposent sur une TLV (1 770 mg/m³) de l'ACGIH (1976, revue en 1998).

La revue de littérature a donc permis de mettre en évidence qu'il existe peu de critères pour le n-pentane dans l'air ambiant. Les valeurs recensées montrent un écart important entre elles. La valeur proposée par le MDDEP est près de 2 fois inférieure à celle de l'état du Michigan alors que celle de l'état de New York établie pour une durée d'exposition de 8h se veut plus de 17 fois supérieure au critère annuel du MDDEP.

- **N-propanol :**

Les suggestions formulées au MDDEP pour la fiche de synthèse du n-propanol relèvent du manque de précision de l'effet critique et du calcul inexact de la concentration sans effet nocif.

Le MDDEP a déterminé un critère de 4 min basé sur un seuil d'odeur de $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le n-propanol dans l'air ambiant. Une revue de littérature a permis de recenser un total de 5 autres valeurs guides proposées par différents organismes pour le n-propanol dans l'air (Tableau G-5 en annexe G). Ces valeurs varient de 221 à $16\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour des durées d'exposition de 24h et annuelles. Il existe peu d'études et données toxicologiques relatives au n-propanol. Selon l'US EPA (2005), ce composé montre une faible toxicité chez les animaux pour les trois voies d'exposition. En outre, le programme international de sécurité sur les substances chimiques (IPCS, 1990) considère qu'il est fortement improbable que le n-propanol puisse causer un réel risque pour la santé de la population générale exposée sous des conditions normales de concentrations dans l'environnement.

Le MOE a déterminé dans les années 1970 une valeur guide de $16\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le détail de la dérivation de cette valeur n'a pu être consulté étant donné la date ancienne d'élaboration du critère.

L'état du Michigan a dérivé un critère de qualité de l'air de $730 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le n-propanol pour une durée annuelle.

Le MassDEP suggère un standard de $133,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la fois pour une durée d'exposition d'un an et de 24h

L'état de New-York a, quant à lui, dérivé sa valeur guide de $590 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NY DEC, 2010) à partir de la TLV de 100 ppm de l'ACGIH (2007).

Le Vermont (Vermont Agency of Natural Resources, 2011) s'appuie sur l'avis de l'ACGIH (2007), qui juge que les effets toxicologiques du n-propanol sont similaires à ceux de l'isopropanol, par conséquent la valeur retenue pour l'isopropanol ($2\,219 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été utilisée pour dériver celle du n-propanol ($221,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les valeurs développées pour le n-propanol sont disparates et peuvent varier d'un facteur de 2 à un facteur de 70. Ces valeurs diffèrent notamment de par les choix relatifs à la VTR à la base du CQA effectués par les organismes. Le MDDEP n'a pas déterminé de CQA sur une base d'effet toxicologique.

3.2.2 Analyse de la variabilité des paramètres

Aux vues des différences observées dans les CQA, nous avons procédé à une analyse de l'influence de la variabilité des paramètres sur la valeur des CQA. Ceci est réalisé en calculant la valeur minimale (CQA_{\min}) et maximale (CQA_{\max}) que peut prendre le critère en faisant varier, un à la fois, les paramètres d'entrée (variabilité mono-paramétrique). Les valeurs des paramètres d'entrée correspondent à leurs valeurs minimale et maximale attribuées dans les standards recensés (issues des tableaux de synthèse de l'annexe G). Les valeurs des paramètres fixes sont celles octroyées par le MDDEP.

Le tableau 2 présente les résultats de l'analyse de variabilité. La démarche n'a pas été réalisée pour le n-propanol étant donné que le MDDEP n'a pas établi de CQA basé sur des effets toxicologiques pour cette substance. Le facteur de variation, correspondant au rapport entre le CQA_{\max} et le CQA_{\min} , met en évidence la variation qui peut être due à l'incertitude associée au paramètre considéré (incapacité à mesurer exhaustivement la variation vraie d'un paramètre) ou à sa variabilité intrinsèque (étendue et probabilité réelles des valeurs que peut prendre le paramètre).

Tableau 2: Résultats de l'analyse de variabilité mono-paramétrique par substance

	Valeur du paramètre d'entrée			Valeur du CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			Facteur de variation (CQA_{\max}/CQA_{\min})
	MDDEP	Min	Max	MDDEP	Min	Max	
MDI							
CC¹ ajustée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BMCL _{10(HEC)} = 60	NOAEL _(AJU) = 4,6	BMCL _{10(HEC)} = 60	0,6	0,05	0,6	12
UF²	100	10	300		0,2	6	30
FCRS³	100%	100%			-	-	-
HDI							
CC¹ ajustée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NOAEL _(AJU) = 1	NOAEL _(AJU) = 0,3	LOAEL _(AJU) = 6,2	0,01	0,003	0,06	21
UF²	100	10	200		0,005	0,1	20
FCRS³	100%	100%			-	-	-
2- hexanone							
CC¹ ajustée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	BMCL _{05(HEC)} = 90 000	REL _(AJU) = 952	BMCL _{05(HEC)} = 90 000	24	0,3	24	95
UF²	3 000	17,35	3 000		24	4 150	173
FCRS³	80%	20%	100%		6	30	5
n-pentane							
CC¹ ajustée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NOAEL _(AJU) = 3 571 000	TLV _(AJU) = 421 000	NOAEL _(AJU) = 3 571 000	240	28	240	9
UF²	3 000	100	3 000		240	7 142	30
FCRS³	20%	20%	100%		240	1 190	5

CC : Concentration critique – $REL_{(AJU)}$: ajusté pour une durée d'exposition continue ; $BMCL_{05(HEC)}$: ajusté pour une durée d'exposition continue et en équivalent humain (ajustement inter-espèce)

AJU : Ajustée

$$^1 CQA_{min}(DC) = \frac{DC_{min} \times FCRS_{mddep}}{UF_{mddep}} \quad \text{et} \quad CQA_{max}(DC) = \frac{DC_{max} \times FCRS_{mddep}}{UF_{mddep}}$$

$$^2 CQA_{min}(UF) = \frac{DC_{mddep} \times FCRS_{mddep}}{UF_{max}} \quad \text{et} \quad CQA_{max}(UF) = \frac{DC_{mddep} \times FCRS_{mddep}}{UF_{min}}$$

$$^3 CQA_{min}(FCRS) = \frac{DC_{mddep} \times FCRS_{min}}{UF_{mddep}} \quad \text{et} \quad CQA_{max}(FCRS) = \frac{DC_{mddep} \times FCRS_{max}}{UF_{mddep}}$$

L'analyse du tableau montre que les facteurs de variation et les étendues des intervalles des CQA ($CQA_{max} - CQA_{min}$) sont plus ou moins importants selon les paramètres considérés.

Dans le cas du MDI, le facteur de variation du paramètre UF est plus important que celui de la concentration critique avec des facteurs respectifs de 30 et de 13. De plus, l'étendue de l'intervalle des valeurs des CQA pour les UF est bien plus importante que pour celui de la concentration critique (facteur 100) même si le facteur de variation ne diffère que d'un facteur de 2. Par ailleurs, la valeur du MDDEP se situe à la borne maximale de l'intervalle des CQA pour la concentration critique et tend vers la borne minimale pour les UF.

Dans le cas du HDI, les facteurs de variation des paramètres UF et concentration critique sont équivalents : respectivement 20 et 21. L'étendue de l'intervalle des CQA est 5 fois plus importante dans le cas des UF par rapport à la concentration critique même si le facteur de variation est identique. Le CQA du MDDEP tend vers la borne inférieure de l'intervalle dans les deux cas.

Dans le cas du 2-hexanone, le paramètre UF est celui dont la variation est la plus importante avec un facteur de 173. Ce facteur est de 95 pour la concentration critique et 5 pour le FCRS. L'étendue de l'intervalle des CQA la plus importante est celle des UF, qui est supérieure d'un facteur de 170 par rapport à ceux de la concentration critique et du FCRS, alors que son facteur de variation n'est que de 2 fois supérieur à celui de la concentration critique et 35 fois à celui du FCRS. La valeur du CQA du MDDEP se situe plutôt vers la borne supérieure de l'intervalle pour la concentration critique et le FCRS et vers la borne inférieure pour les UF.

En ce qui concerne le n-pentane, c'est de nouveau le paramètre UF qui présente le facteur de variation le plus important, soit 30, puis celui de la concentration critique, soit 9, et enfin celui du FCRS, soit 5. L'étendue de l'intervalle des CQA la plus importante est celle des UF avec un facteur de 7 par rapport au FCRS et de 35 pour la concentration critique. Cela diffère du rapport du facteur de variation (3) dans le cas des UF et de la concentration critique. La valeur du CQA du MDDEP se situe à la borne inférieure pour les UF et le FCRS et supérieure pour la concentration critique.

Ainsi, on constate que le paramètre qui présente le moins de variation est le FCRS dans tous les cas. Il semble ensuite que le paramètre UF présente le facteur de variation le plus important, à l'exception du HDI où le facteur de variation est similaire avec celui de la concentration critique. Par ailleurs, force est de constater que l'étendue de l'intervalle du CQA ne dépend pas du facteur de variation des paramètres. Ainsi, si le facteur de variation du paramètre est important, cela ne se répercutera pas nécessairement par une grande étendue d'intervalle de valeurs de CQA et réciproquement. De même, si un facteur de variation est du même ordre de grandeur pour deux paramètres, leur intervalle réciproque de valeurs de CQA peut différer de façon significative. Néanmoins, c'est de nouveau le paramètre UF qui génère, dans tous les cas, des étendues d'intervalle de valeurs de CQA nettement plus importantes.

Enfin, le MDDEP possède des CQA qui sont, en général, plutôt protecteurs en ce qui concerne les UF et moins protecteurs en ce qui concerne la concentration critique. Le MDDEP choisit donc de surestimer les risques et d'appliquer des facteurs d'incertitude permettant de surprotéger la population.

4. Discussions

4.1 Variabilité des CQA associé à la méthode et au choix des paramètres

Les sections précédentes ont permis de constater qu'il existe une certaine variabilité entre les valeurs de qualité de l'air et que celle-ci est attribuable, d'une part, à la méthode employée et, d'autre part, aux valeurs allouées aux paramètres.

Du point de vue méthodologique, le choix de la valeur toxicologique influence la valeur du CQA. Le MDDEP fait le choix de se baser sur les recommandations de l'US EPA pour établir un CQA. Cela implique qu'il n'étudie pas les autres valeurs toxicologiques qui pourraient exister (MDDEP, 2012). Ainsi, si une valeur est apparue dans la littérature depuis la dernière mise à jour de l'US EPA, le MDDEP ne la prendra pas en compte. Cette valeur peut être plus solide que celle utilisée par l'US EPA et constituer une meilleure base d'élaboration pour un CQA. Il serait donc pertinent de se baser sur cette dernière plutôt que sur la RfC de l'US EPA.

Des limites existent toutefois à l'approche de l'ajustement dosimétrique RfC, même si cette méthode est communément employée, comme l'a montré la comparaison des méthodes. En effet, le *National Research Council* (NRC, 2001) soutient que les ajustements dosimétriques pour les RfC sont basés sur des constructions théoriques et n'ont jamais été validées par des données expérimentales et que certaines hypothèses relatives aux RfC sont discutables. Ainsi, il questionne la considération de l'US EPA vis-à-vis de la déposition du polluant au sein de l'organisme. L'US EPA la considère comme identique dans les compartiments extra thoracique alors que de nombreuses études montrent qu'il est inexact de considérer l'intégralité de cette région comme un seul compartiment (Kimbell et al. 1993, 1997 ; Kepler et al. 1998). D'autre part, l'application de la méthode standard de la RfC n'est pas adaptée à des personnes dont les facteurs anatomiques et physiologiques peuvent être différents de la population « standard », comme pour les sportifs, les gens qui travaillent dehors, les personnes âgées ou les jeunes enfants. L'US EPA soutient, d'ailleurs, que les travailleurs en milieu extérieur peuvent avoir des taux de ventilation élevés et seront donc plus susceptibles de subir des effets néfastes (US EPA, 2009). Ces différences physiologiques et anatomiques ne sont pas prises en compte par les RfC dans la mesure où les équations du modèle se basent des données pour les individus adultes « standard » et les rongeurs.

Des questions se posent en ce qui concerne l'utilisation des recommandations en milieu de travail par le MDDEP dans sa méthodologie. En effet, ce dernier n'applique un facteur d'incertitude de 10 pour prendre en compte la sensibilité des populations plus

sensibles que les travailleurs uniquement dans le cas où les substances sont considérées de toxicité importante (section 2.1.4). Or, ce facteur devrait probablement s'appliquer dans tous les cas, peu importe la toxicité, car les critères visent à protéger toute la population, y compris les personnes plus sensibles que les travailleurs. D'ailleurs, le MassDEP, lui, applique selon sa méthodologie, un facteur de 10 et même un facteur de 1,75 supplémentaire dans tous les cas (section 2.2.3). Mentionnons toutefois que l'application à la population générale d'une valeur issue en milieu travail devrait tenir compte du fait que les travailleurs ont un volume d'air inhalé supérieur à la population générale. À cet effet l'US EPA considère un volume d'air inhalé de 10 m³ sur 8 heures comparativement à 20 m³ sur 24 heures pour la population générale (US EPA, 2009).

En ce qui concerne les FCRS, peu de méthodes se penchent sur cet aspect. Le FCRS explique une certaine variabilité aux CQA et mérite que l'on y prête attention. En effet, une telle approche est notamment utilisée par l'US EPA et Santé Canada pour la détermination de critères pour l'eau potable. L'US EPA (2000) soutient qu'il est nécessaire de prendre en compte la contribution relative des sources car elle permet d'assurer que le niveau d'exposition total au polluant n'excède pas la VTR. La méthodologie employée pour l'eau potable est identique à celle développée par le MDDEP avec des FCRS variant de 20 à 80% selon les informations disponibles sur le profil d'exposition de la substance. Il semble donc pertinent de prendre ce facteur en compte dans le cas des CQA et de développer cette approche dans la méthodologie de leur détermination.

De plus, selon les besoins des organismes et des pays, les durées des standards varient, allant de 1h pour des expositions aiguës à des durées annuelles ou pluriannuelles pour des expositions chroniques. Cela rend difficile la comparaison des critères pour une même substance dès lors qu'ils ne sont pas appliqués à une même durée. Par ailleurs, la définition de la durée chronique n'est pas unanime ; elle est de 7 ans, soit 10% de la vie (estimée à 70 ans), pour le MDDEP (2012) et l'US EPA (1986), 8 ans, soit 12% de la vie, pour la Cal EPA (2009) et à partir d'un an pour l'ATSDR (ATSDR, 2009). Cette divergence pourrait influencer le choix de la dose critique ainsi que les facteurs d'incertitude appliqués (par exemple pour l'extrapolation d'une durée d'exposition sous-chronique à chronique) et par conséquent, avoir un impact sur la valeur du critère.

Tel que mentionné précédemment, la valeur d'un critère est également influencé par le choix de la valeur des paramètres. Or, de nombreux choix sont entrepris dans la démarche de détermination des CQA. Tout d'abord, il faut opter pour l'étude de référence et la valeur toxicologique à la base du standard, puis pour les valeurs des UF à appliquer. Bien qu'il y ait

pour chaque méthode des critères de sélection de qualité, pertinence, fiabilité⁷ pour l'étude et la concentration critique et des valeurs définies pour les UF, c'est à celui qui construit le CQA de décider ce qui est le plus adapté. Il s'agit, dans tous les cas, d'un jugement de valeur, qualitatif qui est propre à chaque organisation et à chaque groupe d'experts. Ces choix nécessitent des discussions et des débats obligatoires et devront être justifiés clairement (AFSSET, 2006). Cela implique d'importantes variabilités dépendant des appréciations des personnes concernées mais comprenant des justifications précises et claires pour être les plus objectifs et les plus transparents que possible. Néanmoins, ces choix comportent inévitablement une part de subjectivité.

L'analyse de la variabilité des paramètres (section 3.2.2) a montré que le paramètre auquel est associé le plus de variabilité est celui des UF. Cela signifie que la variabilité des CQA est plus particulièrement liée à ce facteur plutôt qu'à la concentration critique ou au FCRS car la relation est linéaire. Afin de diminuer la variabilité des CQA, il serait nécessaire de diminuer l'incertitude relative aux UF et d'uniformiser les approches de choix de leurs valeurs. De plus, la variabilité a été étudiée pour la variation d'un facteur à la fois. Cela ne montre pas la tendance de la variabilité des CQA lorsque deux paramètres varient en même temps, soit dans le même sens (ex : la CC et les UF doublent), soit s'ils se compensent (ex : CC décuple et UF 10 fois moins élevé). Dans le premier cas, le CQA ne variera probablement pas de façon importante selon la relation linéaire qui lie la CC et les UF tandis que le CQA aura probablement une valeur supérieure dans le second cas.

Plus concrètement, la vérification des fiches a permis de noter une plus grande variabilité entre les critères de qualité de l'air pour une même substance lorsqu'aucune RfC de l'US EPA n'était disponible. L'US EPA constitue, sans contradiction, la première référence de plusieurs organismes. Lorsqu'il n'y a pas de RfC, les organismes construisent leur propre valeur en s'appuyant sur l'étude qu'il juge la plus pertinente et en appliquant les facteurs d'incertitude et autres facteurs en fonction de leur méthodologie de détermination. Les sources de variabilité sont alors plus nombreuses, ce qui implique plus de disparités dans les CQA.

En outre, les CQA relevés sont issus majoritairement d'autres provinces canadiennes et d'états américains. En effet, les substances toxiques dont les fiches synthèse des CQA ont fait l'objet de vérification ne sont pas largement documentées et les standards développés par les autres organismes sont généralement peu nombreux. L'exercice de revue des CQA a permis de noter que plusieurs pays ne disposent pas de valeurs guide de qualité pour les polluants « toxiques », contrairement aux polluants « classiques » qui semblent davantage encadrés. Le choix de développer ou non un CQA pour une substance

⁷ L'approche « Weight of Evidence » (NEPC, 2010) et la cotation de Klimisch (AFSSET, 2010).

donnée appartient aux organismes décisionnels de la gestion de la qualité de l'air. Cela peut suggérer que la pollution de l'air ne présente pas le même intérêt partout, notamment au niveau des industries, et que les pays ne sont pas tous au même niveau d'avancée les uns des autres.

Ainsi, il existe des valeurs de qualité de l'air qui varient de façon importante. Cette variabilité est induite par les choix subjectifs effectués par les organismes et par les méthodes appliquées qui présentent parfois des dissemblances notables, comme dans le cas des travailleurs. Des différences importantes sont constatées dans les valeurs des UF appliqués qui vont influencer de manière considérable la valeur toxicologique à la base du CQA. Les méthodes et les pratiques sont loin d'être harmonisés, ce qui est surprenant lorsque l'on pense qu'il s'agit dans tous les cas de déterminer des standards de qualité de l'air apte à protéger l'ensemble de la population.

4.2 Impacts sanitaires associés à une différence au niveau de la valeur guide

Face à la variabilité existant entre les CQA, il est intéressant de se questionner sur l'impact sanitaire que peut engendrer au final le choix de la valeur d'un CQA.

Il est possible de quantifier les impacts sur la santé à court et à plus long terme associés à un changement de concentration de polluants atmosphériques notamment à l'aide de l'évaluation de l'impact sanitaire (EIS). L'impact sanitaire se calcule à partir des fonctions concentration-réponse⁸ (FCR) assignée pour un couple de contaminant-effet et issues d'études épidémiologiques, des concentrations mesurées du contaminant dans l'air, de la population et du taux annuel d'indicateur sanitaire (ex : nombre d'admissions à l'hôpital pour problèmes respiratoires).

Toutefois, l'EIS ne peut être appliquée aux cinq substances toxiques dont la fiche de synthèse a été mise à jour (section 3) puisque celles-ci ne disposent pas de FCR. De plus, l'EIS est difficilement applicable à des substances toxiques émises essentiellement localement et présentes dans l'air à de faibles concentrations. D'une part, les risques attribuables à la pollution atmosphérique seront faibles donc les impacts sanitaires pour une petite population seront minimes. D'autre part, l'incertitude en ce qui concerne l'exposition aux polluants atmosphériques se veut importante pour de telles substances émises localement. En effet, le nombre de stations de mesure des concentrations des polluants

⁸ La relation exposition-risque est issue des études épidémiologiques et peut être représentée comme la pente d'une droite de régression ou comme le risque relatif associé à une variation de l'exposition (InVS, 2008). Cette relation est donc équivalente à celle de dose-réponse pour les études toxicologiques.

dans l'air est insuffisant pour représenter adéquatement le niveau d'exposition et la population exposée.

Néanmoins, afin d'illustrer l'influence du point de vue sanitaire, que peut engendrer une différence de critères de qualité de l'air, nous avons comparé certains critères pour les polluants « classiques » pour lesquels des FCR sont définis à l'aide d'AQBAT, un outil d'estimation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique⁹.

Pour une population telle que celle de Montréal (1 898 306 personnes dont 388 503 âgés de moins de 20 ans), une différence d'environ 15 à 20%, soit de 5 µg/m³ (tableau H-3 en annexe H), pour le critère de PM_{2,5} basé sur des moyennes journalières (OMS : 25 µg/m³ vs MDDEP : 30 µg/m³ vs US EPA : 35 µg/m³), en supposant que les concentrations ambiantes quotidiennes soient égale au critère, serait associée à :

- 235 visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires
- 90 visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques
- 1 527 335 jours de symptômes respiratoires aigus chez les non asthmatiques
- 78 cas de mortalité due à un cancer du poumon

De même, une différence d'environ 25 à 30%, soit de 30 µg/m³ ou 14 ppb (tableau H-3 en annexe H), pour le critère de l'O₃ basé sur des moyennes horaires (MDDEP : 160 µg/m³ vs Cal EPA : 190 µg/m³) serait, quant à elle, associée à :

- 183 décès prématurés
- 288 visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires
- 526 769 jours de symptômes respiratoires aigus chez les non asthmatiques

Enfin, une différence d'environ 55 à 60%, soit de 163 µg/m³ ou 58 ppb (tableau H-3 en annexe H), pour le critère du SO₂ basé sur des moyennes journalières (France : 125 µg/m³ vs MDDEP : 288 µg/m³) serait associée à :

- 411 décès prématurés

Ainsi, force est de constater que les impacts sanitaires associés à une différence de la valeur guide sont importants pour les PM_{2,5}, l'O₃ et le SO₂.

On en vient à se demander comment ces impacts sanitaires peuvent être interprétés pour les cinq substances dont les fiches de synthèse ont été mises à jour.

⁹ L'outil AQBAT est présenté en annexe G ainsi que la démarche méthodologique et les résultats de l'EIS.

Les pourcentages de variation entre les CQA minimal et maximal des cinq toxiques¹⁰, qui sont compris entre 64 et 100% (Tableau 3), sont nettement supérieurs à ceux de l'O₃, du SO₂ et des PM_{2,5}, réciproquement de 27, 57 et 17%¹¹.

Tableau 3: CQA_{min} et CQA_{max} des cinq substances étudiées et pourcentages de différence

(µg/m ³)			
CQA _{min}	CQA _{max}	Différence (CQA _{max} - CQA _{min})	Pourcentage de différence* (%)
MDI			
0,05	0,7	0,7	100
HDI			
0,01	0,03	0,02	67
2-hexanone			
10,9	30	19,1	64
n-pentane			
240	4 200	3 960	94
n-propanol			
133,5	730	596,5	82

* Calculé tel que : Pourcentage (%) = (CQA_{max} - CQA_{min}) / CQA_{max} x 100

Selon les résultats fournis par l'EIS et d'après les pourcentages de différence, on peut supposer que les impacts sanitaires associés aux différences entre les CQA des cinq toxiques pourraient être non négligeables dans le cas où leurs concentrations dans l'air ambiant se situeraient au-delà du seuil d'effet toxique dont les études tendent à montrer l'existence. Néanmoins, les suppositions relatives aux impacts générés restent au stade d'hypothèse dans la mesure où ces contaminants ne sont pas suffisamment documentés et qu'il n'existe pas de FCR. Dans le cas des polluants ayant fait l'objet de l'EIS (PM_{2,5}, O₃ et SO₂), mentionnons que des études épidémiologiques sous-tendent à une relation exposition-effet linéaire sans seuil (OMS, 2004). En conséquence de l'absence de seuil, des effets sanitaires peuvent donc survenir pour n'importe quelle concentration ambiante. Similairement, pour les substances cancérigènes sans seuil, toute augmentation de la concentration de polluant dans l'air augmente le risque de survenue de cancer dans la population; par conséquent la permissivité d'un critère peut se répercuter par une augmentation des impacts sanitaires.

Parmi les incertitudes liées à l'EIS, mentionnons, tout d'abord, que l'impact global est potentiellement sous-estimé du fait du nombre limité d'effets sanitaires pris en compte. La mesure d'exposition constitue une incertitude puisque l'EIS considère que toutes les

¹⁰ Les valeurs des CQA minimal et maximal des cinq substances sont issues des tableaux de l'annexe G.

¹¹ Tableau G-3 de l'annexe G.

personnes habitant une même zone sont exposées de façon identique, alors qu'il existe des variations locales qui ne peuvent être saisies par les stations mesurant les polluants car elles sont en nombre insuffisant. De plus, les concentrations en polluants mesurés ne sont que des indicateurs imparfaits de l'exposition individuelle, notamment à cause des déplacements et du temps passé à l'intérieur des résidences, ce qui modifie le niveau d'exposition des individus aux polluants de l'air ambiant. Les FCR de même que les taux d'indicateur sanitaires ne sont également pas nécessairement spécifiques aux populations étudiées. Ainsi, il faut garder à l'esprit que les résultats fournis par les EIS ne sont que des estimations et qu'ils doivent être interprétés en connaissance des limites et incertitudes.

4.3 Niveau de protection sanitaire des CQA

Selon le pays où l'on réside et la valeur de qualité de l'air appliquée, on peut se demander si la protection de la santé de la population diffère. La présente section discute du niveau de protection sanitaire relatif aux valeurs guides proposées et à leur disparité, ainsi que des limites qui leurs sont associés.

Les valeurs guide de qualité de l'air peuvent être réglementaires ou encore simplement des objectifs à atteindre dans une optique de gestion de la qualité de l'air. En ce qui concerne les valeurs réglementaires, dont le but premier est de protéger la santé publique, elles devraient assurer un niveau de protection maximal de la santé de la population, mais d'autres facteurs sont à considérer (économique, environnemental, technique, ect.) et un compromis doit être trouvé. Il va de soi que cela revient au jugement de chaque pays et à sa manière de gérer la qualité de l'air ambiant.

Concrètement, les différences observées entre les valeurs de qualité de l'air ne devraient pas nécessairement se traduire par une variation du niveau de protection réelle de la population observée. En effet, pour les substances à seuil, le niveau de protection d'un CQA basé sur un effet à seuil est attendu comme total s'il est en-dessous du seuil de dose. Or, le fait d'appliquer de nombreux facteurs d'incertitude en principe confèrent à la norme qui en résulte une valeur bien au-delà du seuil d'apparition d'effet. Les évaluateurs et les gestionnaires de risques préféreront surprotéger la population et, en conséquent, appliquent les facteurs d'incertitude les plus protecteurs (Viau, 2002). En ce qui concerne les substances sans seuil, le niveau de protection accordé par les CQA est plus complexe. En effet, quelle que soit la concentration dans l'air du polluant, des effets sanitaires peuvent en théorie en découler et la probabilité de survenue d'évènement sanitaire croît avec la concentration dans l'air. De plus, il existe une très grande incertitude, de l'ordre de 1 000, 10 000 ou plus, pour l'extrapolation de la relation dose-réponse à faible dose. Or, selon le modèle utilisé, l'allure de la courbe vers les faibles doses peut différer de façon notable

(Williams, 2000). Par conséquent, les CQA qui diffèrent théoriquement d'un facteur de 2, 5 ou même 70 peuvent, en pratique, être tout aussi protecteur pour la santé de la population.

Parmi les limites des CQA, des interrogations relatives à l'exposition précoce, qui a lieu pendant les premières années de vie d'un individu, se posent en matière de niveau de protection sanitaire (MassDEP, 2011 ; Cal EPA, 2009). En effet, il semble de plus en plus reconnu que les bébés, les enfants pré-pubères et les adolescents sont plus sensibles à la toxicité de l'environnement que les adultes (Schwartz, 2004). De par leur comportement, leur métabolisme, leur activité et leur physiologie, les enfants ne peuvent être considérés comme des « petits adultes » et ont une fragilité accrue face à l'exposition aux polluants de l'air (Ginsberg et al., 2005). Ainsi, l'exposition aux polluants atmosphériques au cours de l'enfance entraîne une dégradation du « potentiel santé » une fois adulte et est considérée comme étant un risque supplémentaires, notamment en ce qui concerne la possibilité de développer un cancer durant la vie entière (Barton et al., 2005). L'exposition précoce représente donc un défi particulier pour le développement des standards de qualité de l'air, car ils doivent prendre en compte cette sensibilité accrue des jeunes enfants.

De plus, les valeurs de qualité de l'air sont établies pour les substances de manière individuelle : la co-exposition à de multiples polluants n'est pas prise en compte (NEPC, 2010). Le développement de standard construit pour un seul polluant, sans l'étude des interactions avec d'autres substances menant à des effets additifs, antagonistes ou synergiques, constitue une limite aux valeurs déterminées et pourrait ne pas garantir un niveau de protection sanitaire suffisant. Toutefois, les interactions sont généralement négligeables, du moins au niveau du métabolisme, à des concentrations de l'ordre de celles rencontrées dans l'air ambiant. Ces problématiques s'avèrent plus importantes pour l'environnement intérieur où les polluants sont présents à des concentrations plus importantes.

Par ailleurs, des lacunes relatives à de nombreux polluants potentiellement nocifs pour la santé demeurent, tels que les particules ultra fines dont le diamètre est inférieur à 0,1 μm . Ces particules ne font pas partie des paramètres suivis en routine dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air. Cependant, il est suspecté qu'elles possèdent des effets sanitaires, en raison notamment des capacités de pénétration dans l'organisme qui leur sont conférées par leur petite taille (InVS, 2007). Les particules fines constituent donc un sujet actuel majeur de préoccupation mais les informations relatives à leur variabilité spatiale et temporelle et aux effets qu'elles pourraient potentiellement générer sont encore mal connues. Il n'y a donc pas suffisamment de preuves pour mettre en place des mesures de gestion, qui serait pourtant vraisemblablement nécessaire (Rückerl et al., 2011). Ce n'est qu'un exemple parmi d'autres polluants qui mériteraient que l'on s'intéresse à eux.

Ainsi, pour déterminer des valeurs guides optimales quant à leur capacité à offrir une protection adéquate de la population, il est nécessaire d'avoir, entre autres, une connaissance détaillée de la relation dose-réponse individuelle et de la relation avec les autres sources d'exposition, les types d'effets toxiques induits par un polluant ou plusieurs, l'existence ou non d'un seuil de dose pour les effets toxiques, l'importance des interactions entre les substances et la variation de la sensibilité à des niveaux d'exposition dans la population humaine (NEPC, 2011). Ces données ne sont généralement pas disponibles et les valeurs guide sont donc teintées d'incertitude, laquelle est toutefois prise en compte par l'application de facteurs d'incertitude afin d'assurer au mieux la protection de la santé de la population. Il est donc nécessaire d'améliorer les connaissances via, par exemple, des programmes mobiles de surveillance pour améliorer la compréhension des variations temporelles et spatiales des polluants, des études temps-activité et d'exposition pour mieux évaluer les contributions de l'environnement intérieur et extérieur pour l'exposition personnelle ou pour certaines populations sensibles (Mauderly et al., 2010).

Depuis quelques années, on observe une tendance générale à la diminution de la pollution atmosphérique au Québec, en France et dans les pays développés grâce, notamment, aux mesures mises en place par les autorités publiques (Lebel et al., 2012, MEDDTL, 2011). Il reste essentiel de continuer à diminuer la teneur de l'air ambiant en polluants, particulièrement dans le cas de ceux générant des effets sans seuil où des effets peuvent survenir à n'importe quelle concentration.

Grâce à l'amélioration de la qualité de l'air, les concentrations en polluants dans l'air n'atteignent qu'occasionnellement les valeurs limites autorisées (Lebel et al., 2012). Néanmoins, il s'avère que des dépassements de CQA peuvent être fréquemment observés dans certaines zones de façon locale comme dans les zones urbaines ou à proximité de sources d'émission (route à forte densité de trafic, secteur à forte densité de chauffage au bois, etc.). Ainsi selon l'OMS, il est courant de rencontrer des niveaux élevés de PM dans les zones urbaines dus à des sources de combustion comme les centrales électriques et les véhicules à moteur (OMS, 2011). Ceci entraîne une inégalité d'exposition à la pollution atmosphérique au détriment des personnes généralement défavorisées qui vivent dans des zones plus contaminées. Ce sont ces zones défavorisées qui sont plus particulièrement exposées car les autorisations d'implantations d'usines octroyées par les décideurs publics y sont généralement plus fréquentes que dans les zones plus privilégiées (Deguen, 2010). Ainsi, en France les installations industrielles dans la zone de Lille sont localisées près d'unités territoriales défavorisées. Ces dégradations locales de la qualité de l'air représentent pourtant des risques non négligeables qu'il est important de prendre en compte.

Les CQA, en soi, se veulent une mesure de gestion de la qualité de l'air efficace et nécessaire dans le but de protéger la santé. Toutefois, les outils de surveillance de la qualité sont imparfaits et ne permettent pas d'assurer que les CQA sont respectés partout et en tout temps. En effet, les stations d'échantillonnage de la qualité de l'air ont généralement une faible représentativité spatiale ; par conséquent le nombre de stations est insuffisant pour représenter adéquatement l'exposition des populations. Il en est de même pour la localisation des stations qui, généralement, s'avère inadéquate pour mesurer l'exposition des populations plus exposées. Une amélioration des outils de surveillance est requise afin de protéger plus convenablement les populations.

Conclusion

Ce mémoire a permis d'étudier les approches développées pour la détermination des CQA qui sont similaires sur de nombreux points méthodologiques mais qui possèdent des dissemblances. En effet, le choix des facteurs d'incertitude, les ajustements dosimétriques et de durée et la part relative de l'air ambiant dans l'exposition totale comparée à celle des autres sources ne sont pas abordés de façon similaire par les différentes organisations qui déterminent les critères. De plus, il existe une certaine subjectivité dans le choix des valeurs attribués aux paramètres puisque le choix de l'étude sur laquelle est établie la dose (ou concentration) critique à la base du CQA ou les facteurs d'incertitude appliqués reviennent au bon jugement des experts. À ces sources de variabilité s'ajoutent des considérations socio-économique, technique et environnemental qui peuvent également moduler la valeur d'un critère selon les attentes et les besoins des gestionnaires de la qualité de l'air. Il en résulte diverses valeurs numériques de standards de qualité de l'air à travers le monde. De plus, il semble que peu de critères de qualité de l'air soient définis par les pays en dehors des polluants dits « classiques ». Or, de nombreuses substances peuvent être autant voire plus nocives et mériteraient par conséquent d'être incluses dans les politiques de gestion de la qualité de l'air.

La variabilité dans les critères pourrait être interprétée comme résultant en des niveaux différents de protection de la santé publique selon l'endroit considéré. L'évaluation d'impact sanitaire réalisé a mis en évidence des impacts sanitaires non négligeables pour un changement de concentration de l'ordre de la différence entre deux critères pour certains polluants « classiques ». Néanmoins, ces conclusions sont à considérer avec précaution dans la mesure où elles reposent sur une EIS soumise à plusieurs sources d'incertitude. De plus, il est hasardeux de les extrapoler aux toxiques pour lesquels cinq fiches du MDDEP ont été évaluées ici, en raison de différences importantes dans le type d'effets considérés, notamment en ce qui a trait à la durée de l'exposition requise pour les générer et à la présence de seuil d'innocuité.

Enfin, la pollution atmosphérique a diminué de manière globale dans les pays développés depuis quelques années. Les critères de qualité de l'air se veulent un outil de gestion de la qualité de l'air qui a certainement contribué à l'abaissement des niveaux de polluants atmosphériques et en conséquence à réduire le fardeau sanitaire de la pollution de l'air. Malgré tout, certains polluants n'ont pas de seuil d'innocuité, ce qui signifie des impacts sanitaires peuvent survenir à des concentrations en-dessous des critères de qualité de l'air prescrits. Il demeure donc primordial de continuer à améliorer la qualité de l'air puisque toute diminution des concentrations de polluants atmosphériques se répercutera par des bénéfices

pour la santé publique. Il importe également de continuer à investiguer les effets et les risques attribuables aux polluants atmosphériques ainsi que d'améliorer les outils de surveillance de qualité de l'air qui se veulent actuellement imparfaits pour représenter l'exposition des populations et qui ne permettent d'assurer que les critères sont respectés en tout temps et partout.

Bibliographie

American Conference Governmental of Industrial Hygienist (2008) TLS/ BEI resources. ACGIH, consulté le 9 août 2012.

<http://www.acgih.org/tlv/>

Air Paris (2010) Les différents polluants et leur évolution. Consulté le 11 juil. 2012.

<http://www.airparif.asso.fr/pollution/differents-polluants>

Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail (2006). Document de référence pour la construction d'une valeur toxicologique de référence fondée sur des effets reprotoxiques. Rapport du groupe d'experts « VTR reprotoxiques », Maisons-Alfort, AFSSET.

Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail (2010). Méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances chimiques cancérogènes. Rapport d'expertise collective, Maisons-Alfort, AFSSET.

Agence Nationale de Sécurité Sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail (2011). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur. Rapport d'expertise collective. Autosaisine "VGAI", Maisons-Alfort, ANSES.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2009) Glossary of terms. ATSDR, consulté le 9 août 2012.

<http://www.atsdr.cdc.gov/glossary.html#Chronic%20Exposure>

Barton H, Cogliano J, Flowers L, Valcovic L, Setzer WR, Woodruff TJ. (2005). Assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens. *EnvironHealth Perspect* 113:1125–1133.

Bonvallot N., Dor F. (2002). Valeurs toxicologiques de Référence - Guides d'élaboration. Département Santé Environnement, InVS.

Bouchard M., Smargassi A. (2007). Estimation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique au Québec: utilisation de l'*Air Quality Benefits Assessment Tool* (AQBAT). Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, INSPQ.

Burnett R. T., Stieb D., Brook J. R., Cakmak S., Dales R. (2004). Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities. *Arch. Environ. Health* 59, 228–236.

Calabrese E. J., Kenyon E. (1991). *Air toxics and Risk Assessment*. Lewis Publisher Chelsea. 662p.

California Environmental Protection Agency (2001). Methylene Diphenyl Isocyanate. Chronic toxicity summary, Cal EPA.

California Environmental Protection Agency (2008). Technical support - Noncancer Reference Exposure Level. Air Toxicology and Epidemiology Branch, Oakland, Cal EPA.

California Environmental Protection Agency (2009). Technical support for Cancer Potency Factor: Methodologies for derivation, listing of available values and adjustments to allow for early life stage exposures. Air Toxicology and Epidemiology Branch, Oakland, Cal EPA.

California Environmental Protection Agency (2010). Proposed revised REL “Draft” - Methylene diisocyanate. Cal EPA.

Deguen S., Smirou-Navier D. (2010). Exposition environnementale et inégalités sociales de santé. *Adsp* n°73.

Eastern Research Group (2008). Summary Report of the Peer Review Meeting: EPA’s Draft Framework for Determining a Mutagenic Mode of Action for Carcinogenicity. Final Report. Submitted to Risk Assessment Forum, Office of the Science Advisor, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., ERG.

European Respiratory Society (2010). *Qualité de l’air et santé*. Lausanne, ERS.

European Union (2003). European Union Risk Assessment Report n-pentane, Volume 40. EUR 20845 EN, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, Brussels, EU.

Ginsberg, G. L., Perkovich Foos, B. & Firestone, M. P. (2005). Review and Analysis of Inhalation Dosimetry Methods for Application to Children's Risk Assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 68, 573–615.

Institut national de la recherche scientifique (2012) Valeurs limites d'exposition professionnelle. INRS, Consulté le 16 août 2012.

<http://www.inrs.fr/accueil/risques/chimiques/controle-exposition/valeurs-limites.html>

Institut de veille sanitaire (2007). Pollution atmosphérique : particules ultrafines et santé. *Extrapol*, n°33, InVS.

Institut de veille sanitaire (2008, mars) Les effets sur la santé de la pollution atmosphérique. InVS, consulté le 4 juil. 2012.

<http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9/>

International Programme on chemical Safety (1990). Environmental Health Criteria 102: 1-Propanol. United Nations Environment Programme, IPCS, WHO.

Jacques L., Plante C., Goudreau S., Deger L., Fournier M. (2011). Etude sur la santé respiratoires des enfants montréalais de 6 mois à 12 ans. Agence de la santé et des services sociaux de Montréal, Montréal.

Judek S., Stieb D., Jovic B., Edwards B. (2012). Air quality Benefits Assessment Tool (AQBAT) User Guide - version 2 (draft). Healthy Environments and consumer Safety Branch, Health Canada.

Kepler, G. M., Richardson, R. B., Morgan, K. T. & Kimbell, J. S. (1998). Computer simulation of inspiratory nasal airflow and inhaled gas uptake in a rhesus monkey. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 150, 1–11.

Kimbell, J. S., Gross, E. A., Joyner, D. R., Godo, M. N. & Morgan, K. T. (1993). Application of computational fluid dynamics to regional dosimetry of inhaled chemicals in the upper respiratory tract of the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 121, 253–263.

Lebel G., Brusque D., Therrien M, Walsh P., Paradis J. (2012). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. INSPQ, MDDEP, Québec.

Massachusetts Department of Environmental Protection (1990). The chemical health effects assessment methodology and the method to derive allowable ambient limits – volume I. Office of Research and Standard, Boston MA, MassDEP.

Massachusetts Department of Environmental Protection (2011). Methodology for updating air guidelines: allowable ambient limits (AALs) and Threshold Effect Exposure Limits (TELs). Office of Research and Standard, Boston MA, MassDEP.

Mauderly J. L., Burnett R. T., Castillejos M., Ozkaynak H., Samet J. M. (2010). Is the air pollution health research community prepared to support a multipollutant air quality management framework?. *Inhal. Toxicol.* 22 Suppl 1:1-19.

Michigan Department of Environmental Quality (2012). List of Screening Levels (ITSL, IRSL and SRSL) in CAS Number Order. Air Quality Division, Michigan DEQ.

Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (2011). Bilan de la qualité de l'air en France en 2011 et des principales tendances observées au cours de la période 2000-2010. MEDDTL, Direction générale de l'énergie et du climat, Paris.

Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec (2002b). Critères de qualité de l'air – Cadre d'application et de détermination. MDDEP, Québec.

Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec (2012). Eléments de méthode de calcul des critères de qualité de l'air. MDDEP, Québec.

Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (2012, juin). Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère. MDDEP, consulté le 28 juin 2012.

<http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/atmosphere/raa.htm>

National Environment Protection Council (2009). An Australia approach to setting air quality standards: Consultation draft. NEPC, Adelaide.

National Environment Protection Council (2010). Discussion Paper Air quality Standard. NEPC, Adelaide.

National Health and Medical Research Council (2006). Ambient air quality standards setting - an approach to health-based hazard assessment. Australian Government, Canberra, NEPC.

National Research Council (2001). Standing Operating Procedures for Developing Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Chemicals. National Academy Press, Washington DC, NRC.

New York Department of Environmental Conservation (2010). DAR-1 AGC/ SGC Tables. Division of Air Resources, Albany, NY DEC.

National Institute for Occupational Safety and Health (2011) Potential Occupational Carcinogens. NIOSH, consulté le 28 juin 2012.

<http://www.cdc.gov/niosh/npg/nengapdx.html>

Occupational Safety and Health Administration (2008) Osha Technical Manual – Section 2. OSHA, Consulté le 28 juin 2012.

http://www.osha.gov/dts/osta/otm/otm_ii/otm_ii_2.html#risk_assessment

Ontario Ministry for the Environment (2005). Ontario Air standard For Hexamethylene Diisocyanate (HDI) Monomer and Polyisocyanates. Standard development branch, MOE.

Ontario Ministry for the Environment (2007). Rationale for the Development of Ontario Air Standards for Chlorine Dioxide. Standard development branch, MOE.

Organisation mondiale de la santé (2011, sept.) Santé et qualité de l'air. OMS, consulté le 27 juin 2012.

<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/>

Rückerl R., Schneider A., Breitner S. Cyrys J. Peters A.. Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal. Toxicol.* 23(10):555-592 (2011).

Santé Canada (2005, mai) Qualité de l'air et ses effets. Consulté le 27 juin 2012.

http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/out-ext/effe/health_effects-effets_sante-fra.php

Sebez S. (2011). Présentation des valeurs seuils utilisées dans les situations d'urgence pour une exposition aux produits chimiques toxiques ou corrosifs dans l'air. Direction régionale de santé publique de la capitale-nationale, Québec.

Schwartz, J. Air pollution and children's health. *Pediatrics* 113, 1037–1043 (2004).

Godish T. (1997). Air Quality. New York: Lewis Publishers, 448p.

Texas Commission of Environmental Quality (2006). Guidelines to develop effects screening levels, reference values, and unit risk factors. Toxicology section, Austin, TCEQ.

U.S Environmental Protection Agency (1986). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/R-00/004. Risk Assessment Forum, Washington DC, U.S. EPA

U.S. Environmental Protection Agency (1990). Draft report, Inhalation Reference Dose for Methylene Diphenyl Isocyanate. Contract: 68D90076. US EPA Research Triangle Park, North Carolina.

U.S Environmental Protection Agency (1994). Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry. EPA/600/8-90-066F. Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC, US EPA.

U.S Environmental Protection Agency (1998). Toxicological review of Methylene Diphenyl Diisocyanate (MDI). Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC, US EPA.

U.S Environmental Protection Agency (2000). Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. Risk Assessments Forum, Washington DC, US EPA.

U.S Environmental protection agency (2005). Reassessment of the Two Exemptions from the Requirement of Tolerances for n-Propanol. Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances. US EPA. Washington DC, US EPA.

U.S Environmental protection agency (2005b). Supplemental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens. EPA/630/R-03/003F. Risk assessment forum. US EPA. Washington DC, US EPA.

U.S Environmental protection agency (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I: Human Health Evaluation Manual. EPA-540-R-070-002. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. US EPA. Washington DC, US EPA.

U.S Environmental protection agency (2009b). Toxicological review of 2-Hexanone. EPA/635/R-09/008F. US EPA. Washington DC, US EPA.

U.S EPA Integrated Risk Information System (2012). 1,6-Hexamethylene diisocyanate. IRIS, consulté le 15 juin 2012.

<http://www.epa.gov/iris/subst/0638.htm>

Vau C. (2002). 1 + 1 = 2. *Travail et santé*, Département de santé environnementale et santé au travail, Université de Montréal, Montréal.

Vermont Agency of Natural Resources (2011). Air Pollution Control Regulations. Air Pollution Division, Department of Environmental Conservation, Waterbury, ANR.

Williams P. (2000). Principles of toxicology – Environmental and Industrial Applications. A Wiley-Interscience Publication, New-York. 603 p.

World Health Organisation (2000). Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition. WHO Regional Publication, European Series, No. 91, Copenhagen, WHO.

World Health Organisation (2004). Health aspects of air pollution – results from the WHO project “systematic review of health aspects of air pollution in Europe”. Copenhagen, WHO.

World Health Organisation (2006). Air Quality Guidelines for Europe - Global Update 2005. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, WHO.

Liste des annexes

- Annexe A Présentation des 30 méthodes recensées
- Annexe B Sélection des méthodes
- Annexe C Découpage par paramètre des méthodes comparées
- Annexe D Organigramme de vérification
- Annexe E Grille de vérification
- Annexe F Fiche de synthèse vérifiée : MDI
- Annexe G Tableaux de synthèse avec les CQA recensés
- Annexe H Présentation de l'outil d'estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air *Air Quality Benefits Tool (AQBAT)* et de la démarche d'EIS pour l'étude de l'impact sanitaire de la variabilité des CQA

Annexe A – Présentation des 30 méthodes recensées

Pays	Titre	Qui	Date	Contenu
Australie	1. Guidance on using the threshold of toxicological concern (TTC) to screening evaluation of air toxics	Government of Western Australia- Department of Health	2010	Les <i>Threshold of toxicological concern</i> sont utilisés pour évaluer des faibles niveaux de substances chimiques dans la nourriture ou dans les médicaments pour déterminer la nécessité de réaliser une évaluation des risques détaillée. La détermination d'une <i>Concentration of No toxicological Concern</i> se fait à partir d'une valeur toxicologique pour chaque catégorie en estimant des consommations orales ne présentant pas d'effet néfaste.
Australie	2. Development and application of the threshold of toxicological concern to screening evaluation of air toxics			L'application des <i>Threshold of toxicological concern</i> pour les polluants cancérigènes dans l'air est basée sur l'application de la base de données des substances cancérigènes de la FDA. Explication de la construction des TTC selon la classe avec des facteurs de sécurité appliqués.
Australie	3. Methodology for setting air guidelines standards in Australia (part A)	National Environment Protection Council (NEPC)	2011	La démarche globale de détermination des valeurs guides de qualité de l'air est décrite avec les considérations sanitaires, économiques, la description de la provenance des données, du rôle des organismes de référence, de l'approche à seuil et sans seuil, des différentes approches pour déterminer les valeurs de qualité de l'air, l'utilisation des données issues de la surveillance de l'air et la gestion de la qualité de l'air en Australie.
Australie	4. Discussion Paper Air Quality Standards	NEPC	2010	La description de la détermination des standards est détaillée avec des discussions sur cette construction.
Australie	5. Ambient air quality standards setting - an approach to health-based hazard assessment	Australia Government, National Health & NHMRC & enHealth	2006	La démarche globale d'élaboration d'un standard air est basée sur la santé avec recommandations pour sélectionner les polluants critiques pour la santé et les populations sensibles : WoE, évaluation des risques sanitaires, traitement des données pour l'obtention d'une relation dose réponse, ajustement temporels et temps moyens pour les lignes directrices de construction des standards, enfants comme population sensible, co-exposition mélange.
Etats-Unis	6. Methodology for updating air guidelines : allowable ambient limits (AALs) and Threshold Effect Exposure Limits (TELEs)	Office of Research and Standards Massachussets	2011	La méthode de dérivation des limites acceptables dans l'air ambiant est décrite avec le processus de mise à jour des valeurs existantes de qualité de l'air. Elle décrit les nouvelles recommandations de l'US EPA pour les risques sans seuil, développe l'aspect de facteurs appliqués pour les enfants pour une exposition précoce, décrit les UF et les FCRS.
Etats-Unis	7. Air toxics and risk assessment	Calabrese & Kenyon	1991	Arbre de décision méthodologique pour dériver des niveaux acceptables de contaminants toxiques dans l'air pour être utilisé dans les programmes de polluants toxiques. Le livre applique ensuite la méthodologie à 100 polluants toxiques. Toute la méthodologie de dérivation des standards est détaillée.
Etats-Unis	8. Methods for derivation of inhalation reference concentration and application of inhalation dosimetry	US-EPA	1994	La méthode de construction des RfC pour des effets chroniques non cancérigène est décrite. Elle est basée sur la méthode des RfD mais le principe des RfC est étendu à la dynamique du système respiratoire comme porte d'entrée. Les différences majeures entre les 2 approches est l'ajustement dosimétrique.

Pays	Titre	Qui	Date	Contenu
Etats-Unis	9. Review of the reference dose and reference concentration processes	US-EPA	2002	Les recommandations générales pour améliorer le processus de détermination des valeurs de référence pour des expositions chroniques et aiguës sont décrites ainsi que la caractérisation du risque. La base technique du rapport fournit des recommandations à suivre pour déterminer des valeurs de référence.
Etats-Unis	10. Guidelines for carcinogen risk assessment	US-EPA	1986	Cette méthode guide les agences dans l'évaluation des agents suspectés cancérigènes. Elle décrit les 4 principes relatifs à la conduite de l'évaluation des risques et une approche au cas par cas. Il traite également du manque important de données et encourage donc la recherche de méthodes et de données.
Etats-Unis			1996	Ce rapport est une révision de celui de 1986 et fait part des avancées des connaissances étant donné que l'US EPA a financé plusieurs travaux.
Etats-Unis			2005	Ce guide révisé et remplace les guides de 1986 et de 1999 mais ils doivent être tous consultés pour conduire une évaluation des risques pour être sûr de considérer les informations dans leur intégralité.
Etats-Unis	11. Air Quality Management in the United States	US EPA	2004	La description du système de gestion de la qualité de l'air aux USA est détaillée ainsi que la théorie des bases de données pour la détermination des standards et des valeurs guide de qualité de l'air.
Etats-Unis	12. Noncancer Chronic Reference Exposure Level	Cal EPA	1999	La méthode présente la détermination des niveaux d'exposition pour protéger la population générale d'une exposition vie entière (70 ans, 12% vie entière) aux substances dans l'air ambiant, la sélection des études clés, l'évaluation de la relation dose réponse, les UF appliqués, l'extrapolation exposition continue/ discontinue et HEC.
Etats-Unis	13. The Determination of Acute Reference Exposure Level for Airborne Toxicants - Part I	Cal EPA		La détermination des REL pour les expositions aiguës est présentée. Ce document est pris en compte par le MDDEP dans la version de 2002 de sa méthode puis laissé de côté pour celle de 2012.
Etats-Unis	14. Noncancer Chronic Reference Exposure Levels - Part III	Cal EPA	2000	La Cal EPA a établi un document pour l'établissement uniforme des lignes directrices à suivre pour déterminer des niveaux d'exposition par voie d'inhalation pour des expositions sur toute la durée de la vie pour protéger toute la population.
Etats-Unis	15. Technical support Documentation For the derivation of Noncancer Reference Exposure Levels	Cal EPA	2008	La méthodologie présente le développement des REL acute, 8h et chroniques pour faire l'évaluation des risques dans le cadre du programme <i>Air Contaminants & Air toxic hot spots</i> de Cal EPA. La méthode est identique à celle des autres agences avec la sélection d'un point de départ issu d'une étude animale ou épidémiologique et application d'UF.
Etats-Unis	16. Technical support for Cancer Potency Factor: Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures	Cal EPA	2009	Ce document contient la méthode de calcul des ERU et du potentiel de cancer pour 107 substances cancérigènes sur les 201 dont les émissions sont quantifiées dans le programme <i>Air Toxic Hot Spots</i> qui a pour but de collecter des données, d'identifier les sources, d'évaluer les risques pour les personnes à proximité de sources d'émissions de certaines substances polluantes rejetées en routine dans l'air.
Etats-Unis	17. Standing operations procedures for developing Acute Exposure Guidelines Levels for hazardous chemicals (AEGL)	National Research Council Washington (NRC)	2001	Les <i>Acute Exposure Guidelines Levels</i> représentent le niveau d'exposition pour la population générale applicable en situation d'urgence entre 10 min et 8 h avec 3 niveaux de degré de sévérité. Ce guide donne des explications sur leur construction.
Etats-Unis	18. Minimal risk levels (MRL) for hazardous substances	ATSDR	1998	Les profils toxicologiques pour les substances classées prioritaires par l'US EPA sont détaillés. Un MRL est un estimateur d'une exposition quotidienne de l'homme et doit être le plus probablement sans effet cancérigène adverse au-delà d'une durée spécifique d'exposition.

Pays	Titre	Qui	Date	Contenu
Etats-Unis	19. Ambient Air Guidelines (AAG)	Maine Bureau of Health	2004	Ce guide présente la manière de protéger des effets cancérigènes et non cancérigènes la population générale avec la description de la méthode de détermination des valeurs de qualité de l'air. La méthodologie est très similaire à celle du MassDEP mais moins bien détaillée.
Canada	20. Indoor air quality standards and guidelines	National Research Council Canada	2005	Il s'agit d'établir des lignes directrices et des standards relatifs à la qualité de l'air intérieur. Ce guide est divisé en 4 sections : les taux de ventilation, les contaminants communs de l'environnement intérieur, les composés organiques et les plans d'étiquetage pour les émissions des COV des matériaux.
Canada	21. Guidelines for the implementation of air standards in Ontario (GIASCO) - Version 2.0	Ministry of Environment Ontario (MOE)	2009	Ce guide traite des standards pour gérer la pollution de l'air issue des sources non mobiles d'émissions de contaminants. Les standards de l'air sont définis pour protéger l'environnement et les populations pour des effets chroniques. Ce guide détaille les <i>Upper Risk Threshold</i> qui sont établis pour des concentrations atteintes où il faut agir et diminuer les concentrations.
Nouvelle-Zélande	22. Health Effects of Eleven Hazardous Air Contaminants and Recommended Evaluation Criteria	Ministry for the Environment and Ministry of Health	2000	La construction de valeurs de qualité de l'air pour 11 substances est décrite. L'approche pour déterminer les valeurs de qualité de l'air pour les contaminants de l'air est basée sur le programme <i>Hot spots</i> de la CalEPA et sur les recommandations de l'US EPA.
Europe	23. Air Quality Guidelines for Europe	OMS	2000	Les concepts de la méthodologie des valeurs guides pour 35 polluants sont décrits de façon générale, le but étant d'informer les responsables de l'élaboration des politiques et de fournir une série de cibles appropriée pour la prévention de la pollution atmosphérique pour toutes les régions du monde.
			2006	Etant donné l'abondance des nouvelles données publiées dans les études depuis le précédent ouvrage de l'OMS de 2000, il a été nécessaire de réviser certaines valeurs indicatives concernant certains polluants tels que les particules, l'ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre.
Pays-Bas	24. Health based guidelines values for the indoor environment	RIVM	2007	Cela décrit les niveaux de tolérance aux stress de l'environnement intérieur. Il s'applique aussi bien aux lieux publics comme les écoles ou les crèches mais aussi aux foyers, etc.
France	25. Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur	ANSES	2011	Il s'agit d'une proposition d'évolution de la méthode d'élaboration des valeurs guides du milieu intérieur fondées sur des critères sanitaires.
France	26. Valeurs toxicologiques de référence - Guides d'élaboration	InVS	2002	Ce document décrit la méthode de choix de la VTR selon critères définis, l'élaboration des VTR pour les effets à seuil et sans seuil. Pour les effets à seuil, on a : la détermination de l'effet critique, puis de la dose critique, d'une dose critique applicable à l'homme avec un ajustement allométrique si nécessaire et l'application des UF. Pour les effets sans seuil, on a : la détermination d'un équivalent de dose pour l'homme, la modélisation des données expérimentales et l'extrapolation vers les faibles doses.

Pays	Titre	Qui	Date	Contenu
France	27. Méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances chimiques cancérigènes	ANSES (ex AFSSET)	2010	Cette méthode définit les effets cancérigènes et leurs mécanismes ainsi que l'évaluation du potentiel cancérigène et génotoxiques pour les différentes études sources utilisées et description effets de synergie et les relations structure/activité. Elle présente la construction des VTR pour les effets sans seuil en suivant les recommandations de l'US EPA avec le choix de repères du point de départ, les ajustements temporels et allométriques, le choix du modèle d'extrapolation vers les faibles doses.
France	28. La construction d'une valeur toxicologique de référence fondée sur des effets reprotoxiques	ANSES (ex AFSSET)	2006	Cette méthode pour développer les VTR est appliquée aux effets reprotoxiques et plus généralement aux effets à seuil de dose. Elle présente les critères de qualité des études de référence, la construction de la VTR à partir des doses critiques déterminées dans les études (BMD, NOAEL,...), les facteurs d'incertitude à appliquer et les perspectives de recherches futures.
Royaume-Unis	29. Guidelines for Halogens and Halides in Ambient Air for Protecting Human Health against Acute Irritancy Effects	EPQAS, Environmental Agency UK	2009	Cette méthode fournit des conseils sur des niveaux de polluants qui n'ont pas ou presque pas d'effets sur la santé des populations. Elle détaille les lignes directrices pour les composants halogénés avec les informations générales, les effets sur la santé, la justification de la valeur guide de qualité & les recommandations de l'EPAQS.
Etats-Unis	30. Guidelines to Develop Effects Screening Levels, Reference Values, and Unit Risk Factors	Texas Commission of Environmental Quality (TCEQ)	2006	La méthode développe des standards de qualité de l'air pour les effets à seuil de dose pour des durées aiguë et chronique et ceux sans seuil de dose. Elle présente les procédures, les choix effectués et les calculs pour dériver les standards.

Annexe B – Sélection des méthodes

Pays/ organisme	Titre	Document relatif aux standards de l'air ambiant basés sur la santé	Document méthodologique	Valeur pour une exposition autre que ponctuelle	Méthode claire & détaillée	Apports d'éléments complémentaires et/ou nouveaux	Document récent	Sélection
Western Australia Government	1. Guidance on using TTC to screening evaluation of air toxics	-	+++	-	++	-	+++	non
	2. Development and application of the threshold of toxicological concern to screening evaluation of air toxics	-	+++	-	++	-	+++	non
NEPC	3. Methodology for setting air guidelines standards in Australia (part A)	+++	-	+++	-	+	+++	non
	4. Discussion Paper Air Quality Standards	+++	+++	+++	+++	+++	+++	oui
NHMRC & enHealth	5. Ambient Air Quality Standards Setting	+++	+++	+++	+++	+++	++	oui
MassDEP	6. Methodology for updating air guidelines : allowable ambient limits (AALs) and Threshold Effect Exposure Limits (TELS)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	oui
Calabrese	7. Air toxics and risk assessment	+++	+++	+++	+++	++	+	oui
US EPA	8. Methods for derivation of inhalation reference concentration and application of inhalation dosimetry	+	+++	+++	+++	-	-	non
	9. Review of the reference dose and reference concentration processes	+	++	+++	+++	+	++	base d'information
	10. Guidelines for carcinogen risk assessment	+	+++	+++	+++	+	++	base d'information
	11. Air Quality Management in the United States	+++	+	+++	+++	+	++	base d'information
Cal EPA	12. Noncancer Chronic Reference Exposure Level	-	+++	+++	+++	+	-	non
	13. The Determination of Acute Reference Exposure Level for Airborne Toxicants - Part I	+++	+++	-	+++	-	-	non
	14. Noncancer Chronic Reference Exposure Levels - Part III	++	+++	+++	++	-	-	non

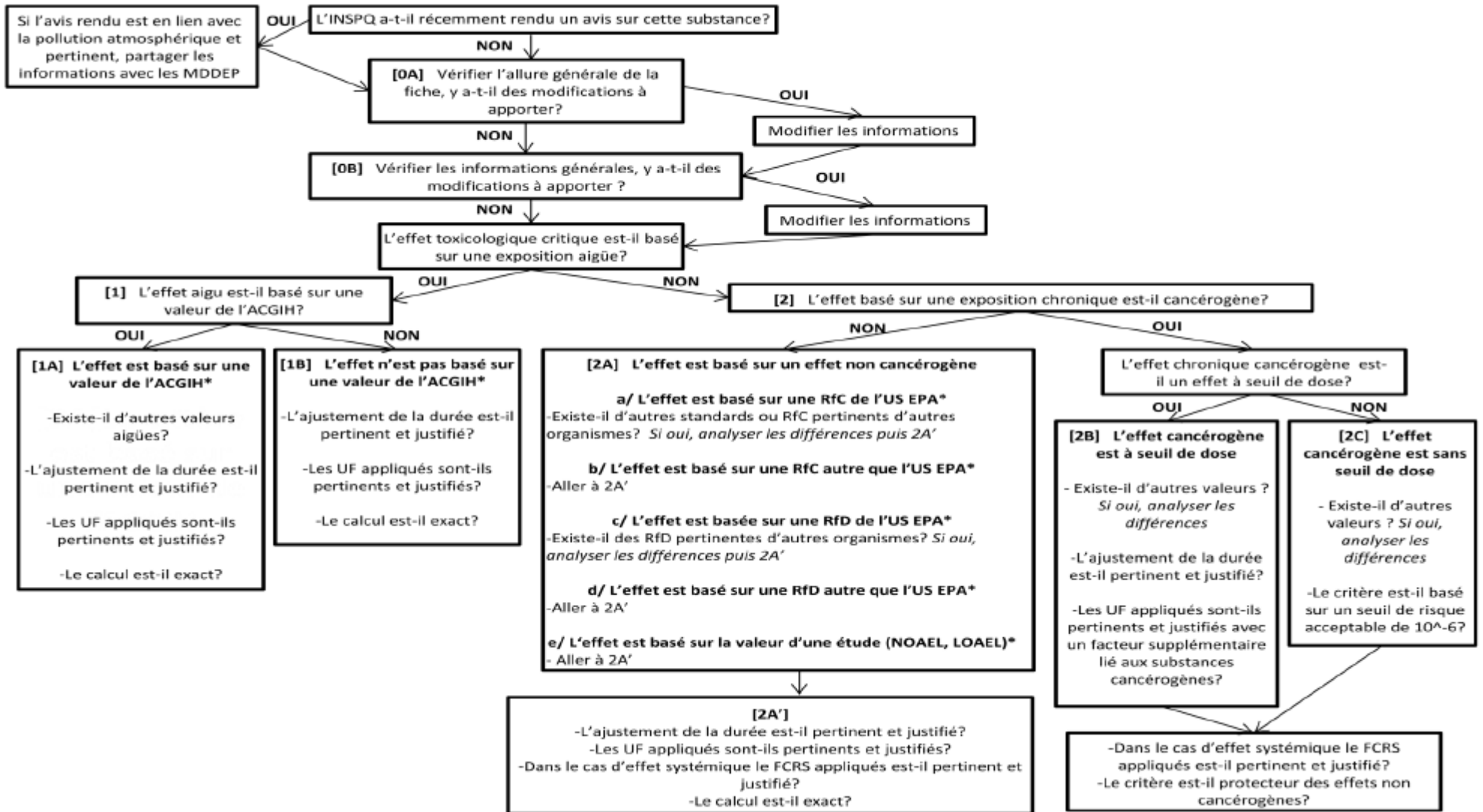
Cal EPA	15. Technical support Documentation For the derivation of Noncancer Reference Exposure Levels	+++	+++	+++	+++	+++	++	oui
	16. Technical support for Cancer Potency Factor : Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures	+++	+++	+++	+++	+++	+++	oui
NRC Washington	17. Standing operations procedures for developing Acute Exposure Guidelines Levels for hazardous chemicals	+++	+++	-	+++	-	+	non
ATSDR	18. Minimal risk levels (MRL) for hazardous substances	-	+	+++	+	-	-	non
Maine	19. Ambient Air Guidelines	+++	+	+++	-	-	++	non
NRCC	20. Indoor air quality standards and guidelines	+++	++	+++	-	-	+	non
MOE	21. Guidelines for the implementation of air standards in Ontario (GIASCO) - Version 2.0	+++	+	+	-	-	+++	non
New Zeland	22. Health Effects of Eleven Hazardous Air Contaminants and Recommended Evaluation Criteria	+++	+	+++	+	-	-	non
OMS	23. Air Quality Guidelines for Europe	+++	++	+++	-	-	+	non
RIVM	24. Health based guidelines values for the indoor environment	-	+	+	-	-	++	non
ANSES	25. Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur	-	+++	+++	+++	-	+++	base d'information
InVS	26. Valeurs toxicologiques de référence - Guides d'élaboration	-	+++	+++	+++	+++	+	base d'information
ANSES (ex AFSSET)	27. Méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances chimiques cancérigènes	-	+++	+++	+++	+++	+++	oui
	28. La construction d'une valeur toxicologique de référence fondée sur des effets reprotoxiques	-	+++	+++	+++	+++	+++	oui
EPAQS	29. Guidelines for Halogens and Halides in Ambient Air for Protecting Human Health against Acute Irritancy Effects	++	+++	-	+	-	+++	non
TCEQ	30. Guidelines to Develop Effects Screening Levels, Reference Values, and Unit Risk Factors	+++	+++	+++	+++	+++	++	oui

Annexe C – Découpage par paramètre des méthodes comparées

Pays, Organismes	Titre	Sélection des études de référence	Choix des valeurs de base du critère	Considération des effets sans seuil	Approche suivie pour l'ajustement dosimétrique et/ou de durée
MDDEP	Éléments de méthode de calcul des critères de qualité de l'air	Qualité et pertinence des données	US EPA, si pas de valeurs, autres organismes	Risque acceptable à 10 ⁻⁶	Ajustement exposition continue - ajustements dosimétriques pour HEC (EPA 1994) - Cas travailleurs : ajustement durée + pop sensible
Australie - NEPC, NHMRC & enHealth	[1] Discussion Paper Air quality Standards	Comité expert indépendant - WoE [1] - Etudes menées en Australie - Si pas, études internationales de haute qualité	-	Polluants communs et les génotoxiques et cancérigènes - ERU à 10 ⁻⁵ [3]	Temporel avec loi d'Haber pour exposition de l'ordre aiguë [2]
	[2] Ambient Air Quality Standards Setting - an approach to health-based hazard assessment				
	[3] An Australia approach to setting air quality standards : consultation draft				
Etats-Unis	Air toxics and risk assessment	Critères de qualité des études définis	-	Evaluation potentiel cancérigène et WoE pour classification	<i>Etude animale inhalation</i> : expo continue; ajustement allométrique; UF
					<i>Etude animale non inhalation</i> : idem & RCS OU PBPK pour extrapolation voies
					Travailleur: ACGIH ou NIOSH
Massachusetts MassDEP	Methodology for updating air guidelines : allowable ambient limits (AALs) and Threshold Effect Exposure Limits (TELS)	Qualité des données - WoE	Récente ou équivalent si données ne varient pas d'un facteur>3, sinon analyse	WoE pour potentiel cancérigène - ERU = 10 ⁻⁶	Ajustement dosimétrique : HEC par défaut sinon PBPK - Cas TRAVAILLEUR : ajustement durée exposition et facteur de protection pour adulte-enfant
Texas TCEQ	Guidelines to develop effects screening levels, reference values, and unit risk factors	Qualité des données - WoE	Revue des guidelines et facteurs de toxicité existants	WoE pour potentiel cancérigène - 10 ⁻⁵	Ajustement exposition continue + temporel pour Acute avec loi d'Haber ssi durée et concentration ont même rôle & dosimétriques
Ontario - MOE	[1] Environmental Standard Setting and Children's Health	-	Revue de tous les critères existants dans ≠ organisations [2]	ERU = 10 ⁻⁶ [2]	Ajustement exposition continue & ajustements dosimétriques avec catégorie de gaz [2]
	[2] Rationale for the Development of Ontario Air Quality Standards for Chlorine Dioxide				
Cal EPA	[1] Technical support - Noncancer Reference Exposure Level	Critères de qualité des études	Evaluation robustesse des valeurs	facteur de pente ou ERU [2]	<i>REL 8h et chroniques</i> : ajustements exposition continue - <i>Acute REL</i> : base valeur durée d'exposition < 1h et loi d'Haber - ajustements dosimétriques avec modèles PBPK [1]
	[2] Technical support for Cancer Potency Factor : Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures				
ANSES (ex AFSSET)	[1] La construction d'une valeur toxicologique de référence fondée sur des effets reprotoxiques	Etude clé - Grille avec critères de cotation Klimisch	Critères de sélection pour qualité données	facteur pente ou ERU [2]	Exposition continue et allométrique pour effets à seuil et sans seuil [2]
	[2] Méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances chimiques cancérigènes				

Pays, Organismes	Facteurs d'incertitude	Facteur de contribution relative des sources (FCRS)	Durée du standard
MDDEP	UFA; UFH; UFL/B; UFS; UFD - UF's = 10 sauf UFD = [1;10]	Selon connaissance profil exposition substances : 5% surtout dans nourriture et eau, 20% situation intermédiaire, 50% ubiquiste dans eau-air-sol, 80% situation intermédiaire ou 100% volatilité élevée - valeurs par défaut 5% COV et 50% les autres	Critère basé sur max annuel (chronique) ou/et 1h (aigu)
Australie - NEPC, NHMRC & enHealth	Au cas par cas [1]	-	Sélection de la durée d'exposition selon l'effet observé (idem ou plus court) [2]
Etats-Unis	UFH et UFA = 10 ; UFS et UFL/B = 5 ou 10; UFD = [1;10] (valeur par défaut =1)	FCRS s'applique à substances non cancérigènes et cancérigènes - 80% : composé très volatil, 50% composé ubiquitaire dans environnement + valeur par défaut, 20%	1an AALG basés sur cancérigénicité, 24h AALG basés sur autres effets sauf pour AALG basés sur OEL : 8h ou valeur limite
Massachusetts MassDEP	Décrit les UF actuels et passés des agences US EPA, WHO, ATSDR et Cal EPA	Valeur par défaut = 20% ou pas d'application de RSC = 1 - analyse présence substance dans autres sources/milieus	Standard pour 24h
Texas TCEQ	Au cas par cas - 10 valeur défaut - risque cancérigène exposition précoce	-	Acute 1h & chronique
Ontario - MOE	Application UF [2]	-	Standard pour et 24h [1]
Cal EPA	UFA et UFH séparation TK et TD - Risque cancer ac UF exposition précoce[2]	-	Exposition chronique : au moins de 12% vie entière (70ans) soit 8 ans - <i>Acute REL</i> qq min à qq h [1]
ANSES (ex AFSSET)	idem Cal EPA sauf pas exposition précoce	-	VTR aigüe (1journée), subchronique (de 28j à 1an) ou chronique (à partir d'1an) [1]

Annexe D – Organigramme de vérification



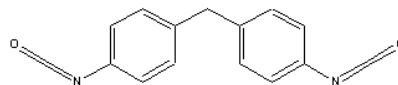
Annexe E – Grille de vérification : MDI

Polluant : Méthylène-bi-(isocyanate-4-de phényl)	CAS : 101-68-8		Commentaires à émettre
	Oui	Non	
[0A] Allure générale - vérification :			
Les phrases sont claires	x		Partie résumé à compléter avec la description de l'étude + ne serait-il pas intéressant d'avoir une partie sur le devenir dans l'environnement ?
Informations complètes et bien détaillées	x		Effet <u>critique</u>
Références bibliographiques citées en intégralité		x	Nagota 2003 non référencée
[0B] Informations générales - vérification :			
Structure chimique		x	Il manque 2 carbones
Date de révision	x		
Numéro de CAS	x		
Formule chimique	x		
Poids moléculaire - PM	x		
Synonymes	x		
Conversion		x	Il manque la température et la pression pour être homogène avec les autres fiches
[1] Effets aigus			
[1A] L'effet est basé sur valeur de l'ACGIH			
Tableau de synthèse			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés			
Calculs			
[1B] L'effet n'est pas basé sur valeur de l'ACGIH			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés			
Calculs			
[2] Effets chroniques			
[2A] L'effet est basé sur un effet non cancérigène			
a/ Effet basé sur RfC de l'US EPA			
Tableau de synthèse	x		
UF pertinents et justifiés	x		
FCRS pertinent et justifié	x		
Calculs	x		Forme numérique à ajouter
b/Effet basé sur autres RfC que l'US EPA			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			

UF pertinents et justifiés			
F CRS pertinent et justifié			
Calculs			
c/ Effet basé sur RfD de l'US EPA			
Tableau de synthèse			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés			
F CRS pertinent et justifié			
Calculs			
d/ Effet basé sur autres RfD que l'US EPA			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés			
F CRS pertinent et justifié			
Calculs			
e/ Effet basé sur la valeur (NOAEL, LOAEL) d'une étude			
Tableau de synthèse			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés			
F CRS pertinent et justifié			
Calculs			
[2B] L'effet est basé sur un effet cancérigène à seuil de dose			
Tableau de synthèse			
Ajustement de la durée pertinent et justifié			
UF pertinents et justifiés avec facteur supplémentaire			
F CRS pertinent et justifié			
Critère protecteur des effets non cancérigènes			
[2C] L'effet est basé sur un effet cancérigène sans seuil de dose			
Tableau de synthèse			
F CRS pertinent et justifié			
Le seuil de risque sur lequel est basé le critère est de 10 ⁻⁶			
Critère protecteur des effets non cancérigènes			
Les commentaires de la fiche de synthèse ont été envoyés			Date :

Annexe F – Exemple de fiche de synthèse vérifiée et commentée

Méthylène Bi-(isocyanate-4 de phényl)



Critère de qualité de l'air		
Maximum annuel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) : 0,6	Réf. : EPA 2012	Rév. : 1998

N° CAS : 101-68-8	Formule : $\text{C}_{15}\text{H}_{10}\text{N}_2\text{O}_2$	PM : 250,26
Synonymes MDI; 4,4'-diphenyl methane diisocyanate; 4,4'-diisocyanodiphenylmethane; Diphenylmethane-4,4'-diisocyanate; MBI; 4,4'-Methylenediphenyl diisocyanate; PMDI; Methylenebis(phenylisocyanate); Diphenyl methane diisocyanate; 4,4'-Methylene bisphenyl isocyanate		
Conversion 1 ppm = 10,22 mg/m^3 à 25°C et XXX Torr		ACGIH 2001

Concentration sans effet nocif-inhalation (CSEN-i)	Références
<ul style="list-style-type: none"> Effet critique: hyperplasie de l'épithélium olfactif 	EPA 2012
<ul style="list-style-type: none"> Descripteur de toxicité chronique : RfC = 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 	EPA 2012 IARC 2008
<ul style="list-style-type: none"> Cancérogénicité : <ul style="list-style-type: none"> Classification EPA : D : inclassable Classification IARC : 3 : inclassable Concentration à un risque additionnel de cancer à 10^{-6} : N/D FCRS : 100% 	
<ul style="list-style-type: none"> CSEN-i : 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 	

Concentration sous les niveaux de nuisance (CSNN)	Références
<ul style="list-style-type: none"> Seuil d'odeur : N/D 	

Concentration initiale (CI)	Références
<ul style="list-style-type: none"> $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (à déterminer) 	Nagata 2003

RESUME

Le critère annuel de qualité de l'air du méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl) est établi à partir de la CSEN-i qui a été déterminée à partir de la RfC de l'US EPA. La RfC est basée sur les études de Reuzel *et al.* (1990 et 1994b). Aucun FCRS n'a été appliqué à cette valeur car l'effet exercé est sur les voies respiratoires.

Le paragraphe ci-dessus peut être remplacé par celui-ci :

Le critère annuel de qualité de l'air du méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl) est issu de la CSEN-i qui a été déterminée à partir de la RfC de l'US EPA (1998). Celle-ci est issue d'une BMCL10 dérivée de l'étude de Reuzel *et al.* (1990, 1994) sur la base de dommages infligés aux tissus olfactifs chez le rat exposé par voie d'inhalation pendant une durée chronique de 24 mois. Un ajustement dosimétrique, une transformation de la durée d'exposition (6h/jour, 5jour/7) en exposition continue et un facteur d'incertitude de 100 (UFH = 10 pour la variabilité entre les humains, UFA = 3 pour l'ajustement dosimétrique et UFD = 3 pour le manque d'études relatives au développement et à la reproduction) ont été appliqués à la BMCL10 pour, ainsi, déterminer la RfC. Un FCRS de 100% a ensuite été appliqué car l'effet critique est exercé sur le système respiratoire.

NOTES SUPPLEMENTAIRES

Source :

Le méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl) est utilisé lors de la fabrication de mousse de polyuréthanes et de matières plastiques. De plus, il entre dans la composition de certains adhésifs, peintures et enduits (INRS, 2006).

Le méthylène bi-(isocyanate-4 de phényl) ou MDI est formé comme un dérivé lors de la synthèse de MDI polymérique et est donc rarement séparé d'un mélange polymérique sauf dans des cas spéciaux d'application (US EPA 1998). Le standard ne s'applique qu'au MDI monomérique.??

Le MDI n'est pas connu comme issu de source naturelle (Cal EPA 1997a). Les applications industrielles du MDI sont la fabrication de mousse de polyuréthanes et de matières plastiques et il entre dans la composition de certains adhésifs, peintures et enduits (INRS, 2006).

CSEN-i

La CSEN-i est déterminée à partir de la RfC et du FCRS :

$$CSEN - i = RfC \times FCRS = 0,6 \mu\text{g} / \text{m}^3$$

Je suggère de rajouter la forme numérique tel que :

$$CSEN - i = RfC \times FCRS = 0,6 \mu\text{g} / \text{m}^3 \times 100\% = 0,6 \mu\text{g} / \text{m}^3$$

Concentration initiale

À venir.

REFERENCES

ACGIH, 2001. *Methylene Bis(4-cyclohexylisocyanate). Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices with Other Worldwide Occupational Exposure Values*, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, OH.

EPA, 1998. Toxicological review of Methylene Diphenyl Diisocyanate (MDI). Environmental Protection Agency Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.

EPA, 2012. *Integrated Risk Information System*, [En ligne], Environmental Protection Agency Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, IRIS data bank, [<http://www.epa.gov/iris>].

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE ET DE SÉCURITÉ (INRS), 2006. *4',4'-Diisocyanate de diphenylméthane*, Fiche toxicologique N°129, 8p. [En ligne], [<http://www.inrs.fr/>].

INTERNATION AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC), 2008. *List of classifications*, [En ligne], [<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>].

Annexe G - Tableaux de synthèse avec les CQA recensés

- MDI :

Tableau G-1: Tableau de synthèse du MDI avec les critères de qualité de l'air recensés et leur base de détermination

Pays/région	CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée CQA	Année	VTR à la base	Référence de l'étude	Durée, voie d'exposition et espèce	Description de l'étude	Effet critique	Concentration critique	UF	FCRS					
US EPA	-	Chronique	1998	-	Reuzel and al., 1990 1994b	24 mois par inhalation chez le rat	Rats exposés par groupe à 0;0,2;1 et 6 mg/m ³ de MDI (53% polymérique et 47% monomérique) - 6h/j, 5j/7 - 24mois – Observations : poids et taille des organes, histopathologie (poumons, cavités nasales et ganglions lymphatiques)	Hyperplasie de l'épithélium olfactif	BMCL ₁₀ = 0,14 mg/m ³ - BMCL _{10(HEC)} = 0,06 mg/m ³	UF _H =10;UF _D =3 ; UF _A =3 soit UF=100	-					
Québec	0,6	annuel	2012	RfC, US EPA 1998							100%					
Ontario	0,7	24h	2005	RfC, US EPA 1998				24 mois par inhalation chez le rat	Rats exposés par groupe à 0;0,2;1 et 6 mg/m ³ de MDI (53% polymérique et 47% monomérique) - 6h/j, 5j/7 - 24mois – Observations : poids et taille des organes, histopathologie (poumons, cavités nasales et ganglions lymphatiques)	Pathologie des tissus nasals	BMCL ₀₅ = 0,046 mg/m ³ - BMCL _{05(HEC)} = 0,02 mg/m ³	UF _A =3; UF _H =10 soit UF=30	-			
Maine	0,6	Chronique	2004										Système respiratoire	-	-	-
Minnesota			actuel													
New York			2007													
Michigan			1998													
Cal EPA	0,7	Chronique	2000	BMCL ₀₅				24 mois par inhalation chez le rat	Rats exposés par groupe à 0;0,2;1 et 6 mg/m ³ de MDI (53% polymérique et 47% monomérique) - 6h/j, 5j/7 - 24mois – Observations : poids et taille des organes, histopathologie (poumons, cavités nasales et ganglions lymphatiques)	Hyperplasie de l'épithélium olfactif	BMCL _{05(HEC)} = 0,046mg/m ³ - BMCL _{05(HEC)} = 0,02 mg/m ³	UF _A =3; UF _H =10 soit UF=30	-			
	0,05		2010/draft										UF _{A-K} =V10 ; UF _{A-D} =V10, UF _{H-K} =V10 ; UF _{H-D} =10 soit UF=300	-		
Vermont	0,2	annuel	2011	BMCL ₁₀				24 mois par inhalation chez le rat	Rats exposés par groupe à 0;0,2;1 et 6 mg/m ³ de MDI (53% polymérique et 47% monomérique) - 6h/j, 5j/7 - 24mois – Observations : poids et taille des organes, histopathologie (poumons, cavités nasales et ganglions lymphatiques)	Hyperplasie de l'épithélium olfactif	BMCL _{10(AD)} = 0,14 mg/m ³ - BMCL _{10(HEC)} = 0,06 mg/m ³	UF _H =10, UF _D =9, UFA=3 soit UF=300	-			
Manitoba	0,5	annuel	2005/actuel	NOAEL, US EPA 1990	exposition chronique sur 5 ans	94 travailleurs dont 25 exposés à des doses [0,0003;0,0006] ppm	Système respiratoire						NOAEL=4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	UF _H =10	-	

- HDI :

Tableau G-2: Tableau de synthèse du HDI avec les critères de qualité de l'air recensés et leur base de détermination

Pays/région	CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée CQA	Année	VTR à la base	Référence de l'étude	Durée, voie d'exposition et espèce	Description de l'étude	Effet critique	Concentration critique	UF	FCRS
US EPA	-	chronique	1994	-	Mobay, Inc. 1989	exposition chronique par inhalation (2ans) chez le rat	Rats exposés par groupe à 0 ; 0,005 ; 0,025 ; ou 0,164 ppm de vapeur d'HDI 6 h/j, 5 j/7 sur 2ans et 1 groupe satellite sur 1 an – Observation : changement poids du corps/organes, ophtalmologie, hématologie (poumons et 6 niveaux de la cavité nasale), paramètres urinaires et lésions	Dégénérescence de l'épithélium olfactif	NOAEL=0,04 mg/m^3 - NOAEL _(HEC) = 0,001 mg/m^3	UF _H =10; UF _A =3; UF _D =3 soit UF=100	-
Québec	0,01	annuel	2012	100%							
Vermont	0,01	annuel	actuel	-							
New Jersey	0,01	chronique	2009	-							
Minnesota	0,01	chronique	1998	-							
New York	0,01	annuel	2007	-							
Michigan	0,01	24h	1998	-							
Ontario	0,03	24h	2005	NOAEL	Mobay, Inc. 1989 & Astroff et al. 2000				UF _H =10; UF _A =3 soit UF=30	-	
North Carolina	0,03	24h	1999	LOAEL/NOAEL	Mobay, Inc. 1989 / DeWilde and Hathaway 1994	exposition chronique par inhalation (2ans)/ exposition sous-chronique	Idem / Ouvriers texans exposés avec moyenne de l'exposition la plus représentative sur l'ensemble de la durée d'exposition	Hyperplasie et métaplasie des tissus nasals / Effets pulmonaires	LOAEL=0,04 mg/m^3 -LOAEL _(AJU) = 0,006 mg/m^3 / NOAEL = 0,02 mg/m^3 - NOAEL_(AJU) = 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	UF _H =10 ; UF _A =10 ; UF _L =2 soit UF=200 / UF_H=10	-

- 2-hexanone :

Tableau G-3: Tableau de synthèse 2-hexanone avec les critères de qualité de l'air recensés et leur base de détermination

Pays/région	CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée CQA	Année	VTR à la base	Référence de l'étude	Durée, voie d'exposition et espèce	Description de l'étude	Effet critique	Concentration critique	UF	FCRS
US EPA	-	chronique	2009	-	Jonhson and al., 1977	sous-chronique - 10 mois – inhalation chez le singe	Singes et rats exposés par groupe à 0, 100 et 1 000 ppm – 10 mois 6h/j, 5j/7- Observations: vitesse de conduction motrice (MCV) du nerf sciatique du tibia droit, MCV du nerf urinaire droit, période absolue de réfraction des 2 nerfs et potentiel d'action musculaire suite à stimulation des 2 nerfs	Modification vitesse de conduction motrice du nerf tibial	BMCL _{05(ADJ)} = 90 mg/m ³ - BMCL _{05(HEC)} = 90 mg/m ³	UF _H =10; UF _A =3 ; UF _S =10 ; UF _D =10 soit UF =3 000	-
Québec	24	annuel	2012	80%							
NewYork	30	annuel	2007	-							
Michigan	30	24h	2012	-							
MassDEP	10,9	24h annuel	1990	REL, NIOSH	Allen, Mendall, Billmaier et al., 1975	Inhalation chez l'humain	Etude épidémiologique avec 1 157 travailleurs dans une usine fabricant des tissus imprimés avec des concentrations de 2-hexanone entre 1 et 156 ppm	Interférence entre fonctions motrice et sensorielle	REL =4 mg/m ³ – REL _(AJU) = 1 mg/m ³	UF _H =10 et facteur 1,75 soit UF=17,5	20%

- N-pentane :

Tableau G-4: Tableau de synthèse n-pentane avec les critères de qualité de l'air recensés et leur base de détermination

Pays/région	CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée CQA	Année	VTR à la base	Référence de l'étude	Durée et voie d'exposition	Description de l'étude	Effet critique	Concentration critique	UF	FCRS
Québec	240	annuel	2012/ actuel	NOAEL, EU 2003	Exxon Biomedical Science, Inc	90 jours (exposition sous-chronique) par inhalation chez le rat	Rats exposés par groupe à 5 000, 10 000 et 20 000 mg/m ³ + 1 groupe contrôle 6h/j, 5j/7 sur 13 semaines - Observations: changement poids du corps et organes, histologie (poumons, trachée, larynx et tissus nasals)	Non précisé	NOAEL= 20 000 mg/m ³ - NOAEL _(AJU) =3 571 mg/m ³	UF _H =10 ; UF _A =10; UF _S =10; UF _D =3 soit UF=3 000	20%
Michigan	17700	8h	1994/ actuel	TLV, ACGIH 1976	[1]Patty et al. 1929, [2] Swann et al. 1974	exposition aiguë par inhalation chez l'humain	[1] Humains exposés à 5 000 ppm de pentane sur 10 min – Observations: irritation des membranes et narcoses - [2] Souris exposées à 32 000 ppm	Effets aigus irritants et narcotiques	TLV= 1 770 mg/m ³	-	-
New York	4200	annuel	2007/ actuel	TLV, ACGIH 1998					TLV= 1770 mg/m ³ - TLV _(AJU) = 421 mg/m ³	UF=100	-

- N-propanol :

Tableau G-5: Tableau de synthèse n-propanol avec les critères de qualité de l'air recensés et leur base de détermination

Pays/ région	CQA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Durée CQA	Année	VTR à la base	Référence de l'étude	Durée, voie d'exposition et espèce	Description de l'étude	Effet critique	Concentration critique	UF	FCRS
Vermont	221	annuel	2007	NOAEL	Burleigh-Flayer et al. 1997	exposition chronique par inhalation chez le rat et la souris	Rats et souris exposés inhalation à 0; 504; 2 509 et 5 037 ppm d'isopropanol 6h/j, 5j/7 sur 78 semaines (souris) et 104 semaines (rats) - Observations: changement poids corps, poumons et reins, analyse urinaire, lésions reins.	même effet isopropanol : toxicité rénale	NOAEL= 1238,6 mg/m^3 - NOAEL _(AJU) = 221,2 mg/m^3	UF _A =10;UF _H =10 et UF _D =10 soit UF=1 000	-
Michigan	730		2012	NOAEL	Nelson et al. 1998	exposition sous-chronique par inhalation chez le rat	Rats en gestations exposées entre le 1er et 19è jour à 0, 3 500, 7 000 et 10 000 ppm par inhalation 7h/j - Observations : poids du corps du fœtus, malformations, mises bas prématurées	Tératogénici-té	NOAEL= 8750 mg/m^3 - NOAEL _(AJU) = 2552 mg/m^3	UF _S =35; UF _H =10; UF _A =10 soit UF=3 500	-
New York	590		2007	TLV, ACGIH 2007	[1] Smyth et al. 1957, 1972, [2] Munch et Schwartze 1925,[3] Wallgren 1960,[4] Lington 1994	exposition par voie orale ou inhalation pendant des durées aiguës chez le rat, la souris et le lapin	[1] Voie orale : LD ₅₀ =1,9 g/kg (rats) et LD ₅₀ =2,8 g/kg (lapin) - [2] doses létales - [3] exposition orale, LD=6,5 g/kg (rat) - [4] souris exposées à 3 250; 4 100; 24 500 ppm	Irritations des yeux et du système respiratoire supérieur	TLV= 246 mg/m^3 - TLV _(AJU) = 58,6 mg/m^3	UF=100	-
MassDEP	133,5	24h et annuel	1990	TLV, ACGIH 1968	-	-	-	-	TLV= 491,1 mg/m^3 - TLV _(AJU) = 66,8 mg/m^3	UF _H =100 soit UF=100	20%

Annexe H – Présentation de l’outil *Air Quality Benefits Tool* (AQBAT) et de la démarche d’EIS pour l’étude de l’impact sanitaire de la variabilité des CQA

Description d’AQBAT

AQBAT est un outil de quantification des impacts sanitaires et monétaire de la pollution atmosphérique qui a été développé par Santé Canada. AQBAT permet d’estimer les impacts sanitaires associés à un changement des niveaux de polluants atmosphériques via divers scénarios. Ce logiciel fonctionne en dépendance avec le logiciel @Risk et Excel puisque les impacts sanitaires sont calculés de façon probabiliste par simulations Monte Carlo. Cette dernière substitue une distribution de probabilités à tout facteur porteur d’incertitude et elle calcule et recalcule par itération successive ces résultats selon, à chaque fois, un ensemble distinct de valeurs aléatoires des fonctions de probabilités. Les principaux polluants atmosphériques pour lesquels AQBAT permet d’estimer les impacts sont les suivants : l’O₃, les PM_{2,5}, les PM₁₀, le NO₂, le SO₂ et le CO.

AQBAT permet également d’estimer la valeur monétaire associée aux impacts sanitaires estimés. Ainsi, AQBAT utilise des coûts fixés pour chaque problème de santé qui, selon l’effet, peuvent notamment prendre en compte le coût du traitement, la productivité perdue, les dépenses associées à la douleur et aux malaises engendrés. La valeur monétaire totale des impacts sanitaires de la pollution de l’air est obtenue en multipliant, pour chaque événement de santé, la valeur monétaire attribuée à un cas par le nombre de cas estimés en excès (Bouchard, Smargassi, 2007).

Pour plus de détail sur l’outil AQBAT, se référer à *Air Quality Benefits Assessment Tool (AQBAT) User Guide* (Judek, 2012).

Démarche d’EIS pour l’étude de l’impact sanitaire de la variabilité des CQA

Estimation de l’impact sanitaire par AQBAT

La démarche utilisée pour estimer les impacts sanitaires associés à un changement de la qualité de l’air est celle décrite dans l’équation ci-dessous. Elle consiste à estimer le nombre de cas attribuable à la pollution atmosphérique à partir des fonctions concentration-réponse (FCR) établies dans les études épidémiologiques, du changement de concentration de polluant dans l’air, du nombre d’incidence de cas dans la zone étudiée et de la population exposée :

$$\text{Nombre de cas en excès} = \text{FCR} \times \text{Taux d'indicateur sanitaire} \times \text{Changement de concentration} \times \text{Population}$$

Dans le présent cas, l’EIS est utilisé afin d’estimer l’impact sanitaire associé à une différence de critère, dans la mesure où les concentrations se situeraient en permanence au niveau du critère. L’exercice a été

réalisé pour zone géographique de l'Île de Montréal. Les lignes qui suivent présentent les valeurs prises en compte pour l'EIS.

Effets sanitaires et fonctions concentration-réponse (FCR) :

Au total, 18 effets sanitaires sont pris en considération par AQBAT. Les FCR sont établies par modélisation statistique à partir des données des études épidémiologiques, reliant les concentrations des polluants aux effets sanitaires considérés par AQBAT. C'est une estimation de l'impact d'un contaminant sur la fréquence d'un problème de santé. Les FCR déterminées pour un couple contaminant effet sanitaire sont définies par une distribution de probabilités exprimées en pourcentage d'excès d'un indicateur sanitaire par unité de contaminant de références. Une collection de modèles de CRF existe dans AQBAT provenant d'études canadiennes lorsqu'elles sont disponibles et américaines sinon.

Les effets sanitaires étudiés dans AQBAT pour l'exercice d'EIS et la référence de l'étude épidémiologique associée sont présentés dans le tableau H-1. À noter que le taux de prévalence d'asthme pris en compte par AQBAT est de 0,06 (ou 6%).

Tableau H-1: Type d'effet sanitaire et étude épidémiologique de référence d'AQBAT associée pour l'O₃, le SO₂ et les PM_{2,5}

	Type d'effet	Étude épidémiologique de référence
Effets aigus	O₃	
	Mortalité	Burnett et al. 2004
	Jours de symptôme respiratoires aigus chez les non asthmatiques	Krupnick et al. 1990
	Jours de symptômes d'asthme chez les individus asthmatiques	Whittemore and Korn 1980; Stock et al. 1988
	Jours de restrictions mineures d'activité pour les non asthmatiques	Ostro and Rothschild 1989
	Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	Burnett et al. 1997; Stieb et al. 2000
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	Burnett et al. 1997
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	Burnett et al. 1997
	SO₂	
	Mortalité	Burnett et al. 2004
	PM_{2,5}	
	Jours de symptôme respiratoires aigus chez les non asthmatiques	Krupnick et al. 1990
	Jours de restrictions mineures d'activité pour les non asthmatiques	Ostro 1987
	Visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques	Burnett et al. 1995; Stieb et al. 2000
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes cardiaques	Burnett et al. 1995
	Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	Burnett et al. 1997; Stieb et al. 2000
Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	Burnett et al. 1995	
Jours de symptômes d'asthme chez les individus asthmatiques	Whittemore and Korn 1980; Ostro et al. 1991	
Effets chroniques	O₃	
	Mortalité chronique maladie respiratoire	Burnett et al. 2004
	PM_{2,5}	
	Cas de bronchite aiguë chez les adultes (≥25 ans)	Abbey et al. 1995
	Cas de bronchite aiguë infantile	Dockery et al. 1996
	Mortalité chronique maladie respiratoire	Personal communication, Richard Burnett, Health Canada, 2010
	Mortalité chronique maladie vasculo-cérébrale	
	Mortalité chronique maladie ischémiques du cœur	
Mortalité chronique cancer du poumon		

Changement de concentration de polluants :

Les données de concentrations de polluants pris en compte par AQBAT proviennent des mesures des stations de surveillance du réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'Environnement Canada. La version actuelle (2012) d'AQBAT contient les données de 1997 à 2008 pour les différentes entités géographiques. Les concentrations sont définies par une distribution de valeur.

Le changement de concentration est déterminé en fonction d'une période de base définie par l'utilisateur. Le changement de concentration peut s'avérer être une diminution ou une augmentation du niveau de polluant exprimée en valeur absolu, en pourcentage, ou sous forme de concentration cible.

Le changement de concentration en polluant considéré pour l'exercice est obtenu par la différence entre la valeur réglementaire du MDDEP, qui sera la référence, et une seconde valeur, issue d'un autre organisme. Les seuils réglementaires pour les polluants communs sont choisis parmi les différents organismes étudiés précédemment soit par leur méthode de détermination des CQA (section 2.2) soit parce qu'ils sont présents dans les CQA recensés (section 3.2).

Les polluants faisant l'objet de cet exercice sont sélectionnés selon les données disponibles sur AQBAT, les seuils réglementaires des différents organismes (tableau H-2) et les propriétés caractéristiques des polluants. Il est aussi nécessaire de considérer sur quelle période sont moyennées les données d'AQBAT. En effet, les concentrations moyennées pour les différents polluants sont assorties aux fonctions concentration-réponse d'AQBAT.

Les principaux polluants pour lesquels il y a des mesures en routine sont le SO₂, le NO₂, les PM₁₀, les PM_{2,5} et l'O₃. Ce sont ces derniers que l'OMS qualifie de polluants communs ou classiques dans ces lignes directrices. De même, dans le guide sur l'EIS de l'InVS (2008), il est recommandé d'effectuer la méthodologie de l'EIS avec ces polluants. Ainsi, le choix est fait de ne pas considérer le CO car il n'apparaît pas comme étant un polluant d'intérêt majeur pour l'EIS.

En ce qui concerne le NO₂, il est moyenné sur 24h dans AQBAT. Or, les seules valeurs réglementaires qui existent sont celles du MDDEP de 207 µg/m³ et du Manitoba de 200 µg/m³ d'après la recherche de littérature effectuée. Ces deux valeurs sont très proches et ne présentent donc pas un intérêt majeur à l'exercice réalisé ici.

Par ailleurs, les PM₁₀ ne sont pas réglementées en tant que telles par le MDDEP. Seules les particules en suspension totales (PST) et les PM_{2,5} sont considérés : les PM₁₀ sont donc pas prise en compte dans notre démarche d'EIS.

Les polluants choisis sont donc : l'O₃ (concentration moyennée sur 1h), le SO₂ (concentration moyennée sur 24h) et les PM_{2,5} (concentration moyennée sur 24h).

Le changement de concentration atmosphérique est défini par la différence entre la valeurs réglementaires du MDDEP (160 µg/m³) et celle de la Cal EPA (190 µg/m³) pour l'O₃ soit 30 µg/m³ soit 14 ppb, celle du MDDEP (288 µg/m³) et de la France (125 µg/m³) pour le SO₂ soit 163 µg/m³, soit 58 ppb et

entre celles du MDDEP (30 µg/m³), de l'US EPA (35 µg/m³) et de l'OMS (25 µg/m³) soit 5 µg/m³ pour les PM_{2,5} (Tableaux H-2 et H-3).

Tableau H-2: Valeurs réglementaires proposées par différents organismes pour les polluants communs utilisés dans l'exercice et pour les durées d'exposition associées aux concentrations d'AQBAT

µg/m ³	MDDEP	Californie	OMS	France - UE	US EPA	Canada
O₃						
Moyenne horaire	160*	190*	-	-	-	175
PM_{2,5}						
Moyenne sur 24h	30	-	25	-	35	30
SO₂						
Moyenne sur 24h	288*	-	20	125*	-	325

120 : Valeur réglementaire retenue pour le changement de concentration de l'exercice avec AQBAT

* Ces concentrations ont été converties en ppb pour les appliquer à AQBAT via l'équation :

$$1 \text{ ppb} = \frac{1 \text{ } \mu\text{mole gaz}}{1 \text{ mole d'air}} \cdot 10^{-9} = \frac{V_m \times 1 \text{ } \mu\text{g gaz}}{M \times 1 \text{ L air}} \cdot 10^{-9} \text{ avec } V_m = 22,71 \text{ 108 L/mol et } M = \text{masse molaire du gaz concerné}$$

Tableau H-3 : Valeurs réglementaires considérées pour estimer l'impact sanitaire de la différence de critères pour l'O₃, le SO₂ et les PM_{2,5} et pourcentages de différence entre les 2 valeurs considérées

	Valeur réglementaire MDDEP (V _{MDDEP})	2 ^{ème} valeur réglementaire (V ₂)		Différence V _{MDDEP} -V ₂	Pourcentage de différence (%)
O₃ (ppb)	76	90	Cal EPA	14	27
SO₂ (ppb)	102	44	UE	58	57
PM_{2,5}	30	25 / 35	OMS / US EPA	5	17

* Calculé tel que : Pourcentage (%) = |V_{MDDEP} - V₂| / Sup (V_{MDDEP}; V₂) x 100

Population :

Dans la version 2012 du logiciel AQBAT, les données de population sont disponibles selon les aires géographiques issues des données de recensement de Statistique Canada de 2006. Les données de cette année sont les plus récentes disponibles dans AQBAT 2012. Au total, ça n'est pas moins de 1 446 zones géographiques qui y sont définies. Les différents niveaux géographiques pour lesquelles des zones sont définies sont les suivants: le niveau national, le niveau provincial (provinces ou territoires) et les zones urbaines de recensement (agglomérations de recensement : villes de plus de 10 000 habitants ; régions métropolitaines : villes de plus de 100 000 habitants).

La population totale de l'île de Montréal est estimée de 1 898 306 personnes dont 388 503 âgés de moins de 20 ans et 1 509 803 personnes de 20 ans et plus.

Taux annuel d'indicateurs sanitaires :

De façon générale, les taux annuel d'indicateurs sanitaires dans la population sont établis sur les bases de données canadiennes et américaines puis ajustés à la population étudiée. Par exemple, les taux

d'admission à l'hôpital pour des problèmes respiratoires et cardiaques proviennent de l'étude de Burnett et al. (1995). Les taux de visites à l'urgence ont ensuite été estimés à partir des taux d'admission à l'hôpital, en considérant qu'il y a respectivement 0,76 et 0,20 admission à l'hôpital pour des problèmes cardiaques et respiratoire pour une visite à l'urgence (Stieb et al., 2000).

Rappelons que la prévalence d'asthme est estimée à 6% par AQBAT sur la base des études de Whittemore et Korn (1980) et d'Ostro et al. (1991). En ce qui concerne le taux de mortalité prématurée il correspond au taux de mortalité pour des causes non accidentelles enregistrée au Canada puis ajusté à la population de la structure démographique étudiée.

Les taux annuel d'indicateurs sanitaires pour l'île de Montréal sont présentés dans le tableau H-4.

Tableau H-4: Nombre d'incidence de (évènement/10⁶ de population-année) pour l'île de Montréal

Type d'effet		Nombre d'incidence de cas (évènement/10 ⁶ p-a)
Effets aigus	Mortalité	8 240
	Jours de symptôme respiratoires aigus chez les non asthmatiques	64 000 000
	Jours de symptômes d'asthme chez les individus asthmatiques	60 000 000
	Jours de restrictions mineures d'activité pour les non asthmatiques	8 000 000
	Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	32 800
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	6 500
	Visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques	13 300
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes cardiaques	10 100
Effets chroniques	Mortalité chronique maladie respiratoire	1 200
	Cas de bronchite aiguë chez les adultes (≥25 ans)	6 400
	Cas de bronchite aiguë infantile	64 000
	Mortalité chronique maladie respiratoire	1 200
	Mortalité chronique maladie vasculo-cérébrale	887
	Mortalité chronique maladie ischémiques du cœur	2 340
	Mortalité chronique cancer du poumon	1 020

*p-a : population- année

Résultats

Le tableau H-5 montre les impacts sanitaires estimés par AQBAT pour 10 000 itérations.

Les résultats fournis sont les résultats « net » d'AQBAT, c'est-à-dire qu'ils sont ajustés pour éviter un doublement d'effets sanitaires. Par exemple, les admissions à l'hôpital résultent *a priori* des visites à l'urgence, le nombre « net » de visites à l'urgence correspond au nombre total de visites duquel est soustrait le nombre d'admissions à l'hôpital dans le cas de problèmes respiratoires et cardiaques.

Tableau H-5 : Estimation des impacts sanitaires aigus et chroniques avec AQBAT associés à un changement de la concentration atmosphérique d'O₃ (14 ppb), de SO₂ (58 ppb) et de PM_{2,5} (5 µg/m³)

Type d'effet		Impacts sanitaires (moyenne ± écart-type)
Effets aigus	O₃ (Δ = 14 ppb)	
	Mortalité	183 ± 29
	Jours de symptômes respiratoires aigus chez les non asthmatiques	526 769 ± 253 914
	Jours de symptômes d'asthme chez les individus asthmatiques	70 020 ± 24 857
	Jours de restrictions mineures d'activité pour les non asthmatiques	117 851 ± 151 401
	Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	288 ± 127
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	57 ± 25
	SO₂ (Δ = 58 ppb)	
	Mortalité	411 ± 191
	PM_{2,5} (Δ = 5 µg/m³)	
	Jours de symptômes respiratoires aigus chez les non asthmatiques	1 527 335 ± 774 255
	Jours de symptômes d'asthme chez les individus asthmatiques	25 557 ± 16 604
	Visites à l'urgence pour des problèmes cardiaques	90 ± 22
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes cardiaques	68 ± 16
	Visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires	235 ± 41
	Admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires	47 ± 8
Jours de restrictions mineures d'activité pour les non asthmatiques	640 436 ± 132 939	
Effets chroniques	O₃ (Δ = 14 ppb)	
	Mortalité chronique maladies respiratoires	79 ± 26
	PM_{2,5} (Δ = 5 µg/m³)	
	Cas de bronchite aiguë chez les adultes (≥25 ans)	559 ± 272
	Cas de bronchite aiguë infantile	3 133 ± 1 727
	Mortalité chronique maladies respiratoires	43 ± 4
	Mortalité chronique maladies vasculo-cérébrales	68 ± 30
	Mortalité chronique maladies ischémiques du cœur	33 ± 165
Mortalité chronique cancers du poumon	78 ± 30	

Δ: différence entre les 2 valeurs choisies

Air pollutant guidelines: determination methodologies and variability

Abstract :

Now air pollution effects are well-known. It is essential to manage the air quality for reducing air pollutants. This document focusses on air quality management tools by studying methodologies for determining air criteria, comparing air quality standards in different countries, analyzing air quality standards variability and their health impact.

Seven air criteria determination methods have been studied and compared. There are some toxicological differences. Those differences and the choices done for their determination induce air quality standards variability.

The health impact of the air criteria variability could be not insignificant according to the health impact assessment done. The air criteria variability could induce variable public health levels of protection, but there are also some uncertainties of different types.

Air quality management permits to reduce air pollutant concentrations in developed countries as France and Canada. Reducing their concentrations is still necessary, especially for the no threshold pollutants. Moreover, it is necessary to work on exposures inequalities and to reduce the lack of knowledge for some pollutants which could be harmful.

PUY

Géraldine

8 octobre 2012

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion 2011- 2012

Critères de qualité de l'air : comparaison des méthodes de détermination et étude de leur variabilité

Résumé :

Les effets de la pollution atmosphérique sur la santé sont maintenant reconnus. Il est donc essentiel de mettre en place des mesures de gestion de qualité de l'air visant à limiter les concentrations de polluants atmosphériques dans l'air ambiant. Ce mémoire étudie les outils de gestion de la qualité de l'air à travers les méthodes de détermination des critères de qualité de l'air, la comparaison de standards de qualité de l'air appliqués dans différents pays, l'analyse de la variabilité de ces standards et l'impact sanitaire de cette variabilité.

Sept méthodologies de détermination de critères de qualité de l'air ont été comparées. Des différences notables existent entre elles, ce qui contribue à la variabilité des critères de qualité de l'air, tous comme les choix effectués lors de leur détermination.

L'impact sanitaire de cette variabilité, estimé par une évaluation d'impact sanitaire, ne serait pas négligeable. Cette variabilité implique potentiellement des niveaux de protection de la santé publique variable, mais des incertitudes existent.

La gestion de la qualité de l'air a globalement permis de réduire les concentrations des polluants atmosphériques dans les pays développés tels que le Canada et la France. Il reste essentiel de les diminuer, notamment pour les polluants dont les effets sont sans seuil. Il est également nécessaire de travailler sur les inégalités d'exposition de la population et de combler les lacunes relatives à certains polluants potentiellement nocifs pour la santé.

Mots clés :

pollution de l'air, gestion de la qualité de l'air, critères de qualité de l'air, méthodes de détermination des critères de qualité de l'air, variabilité, évaluation d'impact sanitaire

L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.