



Ingénieur du génie sanitaire

Promotion : **2010-2011**

Examen et optimisation de l'outil de modélisation des concentrations de polluants dans l'air ambiant générées par la contamination du sous-sol et de l'exposition humaine dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'usage d'un site pollué

Cédric ALO

Lieu du stage :

HPC Envirotec

Référénts Professionnels :

Maxime ELLUIN

Lucie ROBIN VIGNERON

Référent pédagogique :

Philippe GLORENNEC

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes référents professionnels Lucie ROBIN-VIGNERON et Maxime ELLUIN pour m'avoir accueilli au sein d'HPC Envirotec et fourni des conditions de travail idéales pour la réalisation de ce mémoire. Je leur suis très reconnaissant pour la confiance qu'ils m'ont accordée, leurs remarques, ainsi que leur disponibilité. Je tiens à remercier plus particulièrement Lucie ROBIN-VIGNERON pour son encadrement et le temps consacré au bon déroulement de ce mémoire.

J'adresse également mes remerciements à mes collègues du bureau Santé-Risques Anne-Claire DEGRYSE, Anne PELTIER et Moïse GOUTTÉ pour leur accueil. J'exprime ma reconnaissance envers Sylvain BERGERONNEAU pour son aide en hydrogéologie ainsi que l'ensemble des échanges enrichissants que nous avons pu avoir.

Je remercie également Gaëlle GUILLOSSOU et le Dr Sylvaine RONGA d'EDF pour les documents qui m'ont été transmis. Je fais part plus particulièrement de ma gratitude à l'égard de Sylvaine MAURAU pour ses conseils, ses informations et son investissement dans le cadre de ce mémoire.

Par ailleurs, je remercie Robert ETTINGER de GeoSyntec Consultants pour son aide concernant certains paramètres du modèle Johnson et Etinger et ses conseils quant à son adaptation pour un vide sanitaire. Je remercie aussi Roseline BONNARD de l'INERIS pour ses précisions sur le logiciel de calculs CalTOX.

Enfin j'adresse mes remerciements à Philippe GLORENNEC pour ses remarques ainsi que ses recommandations quant à l'évolution de ce mémoire.

Sommaire

Introduction	1
I. Contexte général.....	3
A. Cadre réglementaire national dans le domaine des sites et sols pollués.....	3
B. Circulaire du 8 février 2007	3
C. Description de la méthodologie.....	4
1. Les deux démarches de gestion possibles.....	4
2. Un point de départ commun aux deux démarches : le schéma conceptuel (MEDD, 2007a).....	5
3. La démarche d'interprétation de l'état de milieu (MEDD, 2007b).....	5
4. La démarche du plan de gestion (MEDD, 2007c).....	5
5. Les critères d'acceptabilité du risque	6
D. Les enjeux de la gestion des sites et sols pollués (SSP).....	6
1. Enjeux sanitaires et environnementaux.....	6
2. Enjeux financiers.....	7
3. Enjeux sociaux et urbanistiques.....	7
E. Les enjeux de la modélisation.....	7
F. Finalités du mémoire.....	8
II. Etat de l'art sur les modèles utilisables dans le cas de l'air intérieur.....	9
A. Les principaux modèles utilisés dans le cadre des EQRS dans le cas de la modélisation de la concentration dans l'air intérieur	9
1. Johnson et Ettinger (J&E)	9
2. HESP développé par SHELL Internationale Petroleum.....	12
3. VOLASOIL développé par le RIVM	14
B. Les autres modèles proposant un module pour la modélisation des concentrations dans l'air intérieur.....	16
1. CALTOX	16
2. RISC WorkBench.....	19
3. UMS en Allemagne	20
4. CLEA en Grande Bretagne	21
5. Conclusion	22
III. Présentation de l'outil de modélisation d'HPC Envirotec.....	23
A. Description de l'outil initial de modélisation d'HPC et premières propositions quant aux optimisations possibles.....	23
1. Description générale	23
2. Description du module air ambiant.....	25

B.	Intérêt pour HPC de développer son propre outil de modélisation pour l'air intérieur	26
1.	Objectif de compréhension et de transparence	26
2.	Intérêt de compiler les modèles sur un même fichier	27
C.	Analyse et modifications des modules dédiés à l'air ambiant	27
1.	Démarche	27
2.	Incorporation de nouveaux modules	28
3.	Uniformisation des modules	28
D.	Etude de sensibilité	29
1.	Démarche	29
2.	Analyse des résultats	29
IV.	Revue bibliographique sur les comparaisons inter-modèles dans le cadre de l'air intérieur	32
A.	Etude WAITZ et al. (1996)	32
B.	Etude SWARTJES et al. (2002)	32
C.	Projet mené par l'INERIS (HULOT et al, 2003a, b)	33
D.	Projet NICOLE (Arcadis Geraghty & MILLER International Inc., 2004)	34
E.	Conclusion	36
V.	Comparaison inter-modèles	37
A.	Comparaison directe	37
1.	Démarche	37
2.	Résultats obtenus et analyse	38
B.	Comparaison via la base de données de l'US EPA	41
1.	Présentation de la base de données (USEPA, 2008)	42
2.	Fiabilité des données	43
3.	Démarche adoptée	43
4.	Analyse des résultats obtenus	44
VI.	Discussion sur les incertitudes et analyse des conséquences en termes de risques sanitaires et de gestion	47
A.	Discussion sur les incertitudes	47
1.	Incertaines sur les concentrations utilisées en entrée du modèle	47
2.	Incertaines liées aux hypothèses majeures des modèles	47
3.	Incertaines des paramètres et leur influence sur les entrées de vapeurs dans l'air intérieur	49
4.	Incertaines liées au calcul de la concentration moyenne inhalée	52
5.	Etude des incertitudes	52
B.	Conséquences des incertitudes et des écarts entre les modèles sur le plan de la santé	53
1.	Conséquences sur la quantification du risque	53

2.	Conséquences sur la perception du risque	54
C.	Conséquences sur le plan de la gestion de la pollution.....	54
VII.	Optimisation de l'outil de modélisation	56
A.	Optimisations réalisées.....	56
B.	Limites de l'outil d'HPC	58
C.	Recommandations concernant la modélisation.....	59
	Conclusion	61
	Bibliographie	63
	Liste des annexes	I
	Abstract.....	A

Liste des figures

Figure 1 : Schéma conceptuel de l'outil de modélisation initial réalisé par HPC Envirotec.....	24
Figure 2 : Schéma conceptuel de l'outil d'HPC Envirotec pour l'air intérieur après modifications et ajout des différents modules	28
Figure 3 : Concentrations modélisées par les différents modèles inclus dans l'étude pour le TCE et le benzène (d'après Arcadis Geraghty & MILLER International Inc., 2004).....	35

Liste des tableaux

Tableau 1 : Format de la présentation des risques sanitaires telle que proposée par l'outil de modélisation d'HPC Envirotec	24
Tableau 2 : Résultats observés par l'INERIS dans le cadre de la comparaison des concentrations modélisées par VOLASOIL et Jonhson et Ettinger avec les concentrations mesurées (daprès HULOT et al., 2003a)	34

Liste des sigles utilisés

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

API : American Petroleum Institute

ANZECC : Australia and New Zealand Environment and Conservation Council

AERIS : Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites

ASTM : American Society of Testing Materials

AWQC : Ambient Water Quality Criteria

BASIAS : Base des Anciens Sites Industriels et Activités de Service

BASOL : Base de données sur les sites et sols pollués

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux

BP : British Petroleum

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène

CAL EPA : CALifornia Environmental Protection Agency

CARACAS : Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites

CDOT : Colorado Department of Transportation

CLEA : Contaminated Land Exposure Assessment

CMA : Concentration Maximale Admissible

CMA-A : Concentration Maximale Admissible avec Additivité

COV: Composé Organique Volatil

CRC CARE : Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment

DA : Diagnostic approfondi

ECETOC : European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals

EDR : Evaluation Détaillée des Risques

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ESR : Evaluation Simplifiée des Risques

ERI : Excès de Risque Individuel

ERU : Excès de Risque Unitaire

2-FUN : Full-chain and UNcertainty approaches for assessing health risks in Future ENvironmental scenarios

HESP : Human Exposure to Soil Pollutants

HxCDD : Hexachlorodibenzo-p-dioxin

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
INTARESE : INTEGRATED Assessment of health Risk of Environmental Stressors in Europe
INVS : Institut de Veille Sanitaire
ITRC : Interstate Technology Regulatory Council
J&E : Johnson et Ettinger
J&E ES : Johnson et Ettinger Eaux Souterraines
J&E SF : Johnson et Ettinger Source Finie
J&E SI : Johnson et Ettinger Source Infinie
LBNL : Lawrence Berkeley National Laboratory
MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
NICOLE : Network for Industrially Contaminated Land in Europe
OCHA : Orange County Health Care Agency
OQAI : Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
OSWER : Office of Solid Waste And Emergency Response
PG : Plan de Gestion
PLU : Plan Local d'Urbanisme
QD : Quotient de Danger
PCB : Poly Chloro Biphényle
PCE : PerChloroEthylène (Tétrachloroéthylène)
PeCDF : 1,2,3,7,8-Pentachlorodibenzofuran
RBCA : Risk Based Corrective Action
RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut National de la Santé Publique et de l'Environnement Néerlandais)
RW : RISC WorkBench
SSP : Sites et Sols Pollués
TCE : TriChloroEthylène
UE : Union Européenne
UKEQS : United Kingdom Environmental Quality Standards
UMS : Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch alltagsbedingte Schadstoffe
US EPA : United States Environmental Protection Agency
VOLASOIL ES : VOLASOIL Eaux Souterraines
VTR : Valeur Toxicologique de Référence

Introduction

En France, jusque dans les années 90, l'industrialisation ainsi que le peu de préoccupation environnementale ont mené à la pollution de nombreux sites entraînant une accumulation de substances potentiellement toxiques dans les sols. Certaines, comme les Composés Organiques Volatils (COV) ont une capacité de volatilisation importante permettant leur transfert depuis le sous-sol ou les eaux souterraines vers la surface. En cas de présence de bâtiments, certains phénomènes sont mis en jeu de telle sorte que les vapeurs sont susceptibles de traverser les fondations et de contaminer l'air intérieur. Bien que les situations présentant un danger imminent soient rares, l'exposition chronique par inhalation de substances potentiellement toxiques peut, quant à elle, s'avérer préjudiciable pour la santé humaine.

Dans le cadre de la gestion/réhabilitation de sites et sols pollués et conformément à la circulaire du 8 février 2007 mettant en avant la gestion des risques suivant les usages, des évaluations de risques sanitaires sont réalisées de façon à valider ou non un projet. Cependant, lorsque des mesures directes de concentration dans l'air ambiant sont difficilement réalisables ou lors d'études à caractère prospectif, la modélisation peut s'avérer la seule alternative possible pour estimer les expositions.

Actuellement, de nombreux modèles plus ou moins complexes proposent un module permettant de calculer une concentration dans l'air intérieur à partir d'une source de pollution présente dans le sol ou les eaux souterraines. Cependant, peu de données sont disponibles concernant leur validation pour ce cas précis. Par ailleurs, des écarts parfois importants sont observés entre ces modèles. Les concentrations modélisées peuvent s'avérer très différentes des concentrations réelles auxquelles sont exposées les populations. De plus, les modèles sont régulièrement employés de manière incorrecte ou en tant que « boîtes noires ».

De nombreux phénomènes et paramètres entrent en considération et rendent le processus de transferts de vapeurs depuis le sol ou les eaux souterraines complexe et par conséquent particulièrement difficile à estimer. Des hypothèses sont ainsi avancées dans la résolution des équations différentielles régissant ces phénomènes et certains paramètres, ayant une influence importante sur le résultat final, sont issus de la littérature faute de données propres au site. Les concentrations modélisées sont donc accompagnées d'un niveau d'incertitude important.

De surcroît, des sources intérieures de COV sont susceptibles de masquer totalement la pollution provenant du sous-sol. Or les évaluations de risques sanitaires, dans le cadre des sites et sols pollués, n'ont pas pour vocation de quantifier les expositions réelles mais seulement celles attribuables à la pollution du sol/sous-sol et cela dans le but de proposer des mesures de gestion pertinentes. Les enjeux liés à la modélisation sont donc importants. De ce fait, la société HPC Envirotec a conçu son propre outil de modélisation basé, pour le cas de l'air intérieur, sur les modèles HESP 2.1, Johnson et Ettinger pour une source présente dans le sol et RISC WorkBench pour une source dans les eaux souterraines.

L'objectif principal de ce mémoire est d'étudier la théorie ainsi que les limites des modèles les plus communément utilisés afin de proposer des explications quant aux écarts observés ainsi que des suggestions d'amélioration de l'outil d'HPC Envirotec permettant, par la suite, une optimisation de la qualité des évaluations de risques sanitaires.

Dans un premier temps, la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués sera présentée ainsi que les différents enjeux. Ensuite, une revue bibliographique présentera les principaux modèles utilisables dans le cadre de l'air intérieur. La troisième partie s'intéressera davantage à l'outil d'HPC Envirotec et les parties suivantes présenteront les études de comparaison inter-modèles pour l'air

intérieur et la réalisation d'une comparaison entre les modèles HESP, Johnson et Ettinger, VOLASOIL, RISC WorkBench et CalTOX. Cette comparaison sera présentée en deux parties, d'une part une comparaison directe entre les résultats et d'autre part une comparaison avec des mesures de terrain. L'avant dernière partie analysera les incertitudes portant sur les résultats de ce type de modélisation ainsi que les conséquences sur la santé humaine et sur les mesures de gestion. Enfin, des propositions d'amélioration ainsi que des recommandations seront apportées concernant l'outil d'HPC Envirotec.

I. Contexte général

A. Cadre réglementaire national dans le domaine des sites et sols pollués

Les activités industrielles et la politique environnementale ont conduit, par le passé, à la pollution de nombreux sites. La prise de conscience des impacts de cette pollution, en particulier sur les plans environnementaux et sanitaires, est relativement récente et date des années 90. En effet, les nombreux rejets industriels ont pu conduire à l'accumulation de substances potentiellement toxiques dans les sols, les eaux souterraines ou les sédiments des rivières.

Au début des années 90, la priorité était de réaliser un inventaire des sites industriels dans le but d'évaluer l'ampleur des impacts donnant ainsi lieu à la réalisation de la Base des Anciens Sites Industriels et Activités de Services (BASIAS) et de la Base Sites et SOLs pollués ou potentiellement pollués (BASOL), ces derniers nécessitant une action de l'administration. La réhabilitation des sites identifiés comme sensibles était alors systématique considérant uniquement le niveau de pollution intrinsèque. A la fin des années 1990, la politique nationale a évolué vers une gestion des risques en fonction de l'usage futur.

Les outils proposés par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) aux acteurs de la gestion des sites et sols pollués se sont accordés en fonction de cette évolution de la politique nationale et se présentent sous la forme de circulaires ministérielles. La première datant du 3 décembre 1993 et correspondant aux inventaires des sites potentiellement pollués décrits précédemment, proposait déjà une approche de gestion des risques suivant les usages (MEDD, 1993).

Par la suite, la circulaire du 3 avril 1996 présentait les premiers outils méthodologiques (étude historique, diagnostic initial et Evaluation Simplifiée des Risques (ESR)) dans un but de déterminer les priorités en termes d'intervention en fonction de l'impact environnemental et de l'usage auquel le site est destiné. L'objectif était de classer les sites en trois catégories : les sites « banalisables » pour l'usage déclaré, les sites à surveiller et les sites nécessitant des investigations approfondies (MEDD, 1996).

Cette circulaire a laissé place à celle du 10 décembre 1999 présentant de nouveaux outils méthodologiques pour la gestion de sites et sols pollués que sont le Diagnostic Approfondi (DA) et l'évaluation détaillée des risques (EDR). Le but était alors d'identifier les cibles à protéger ainsi que de caractériser les sources de pollutions et les voies de transfert possibles (MEDD, 1999).

Au regard des différents retours d'expérience des acteurs dans le domaine des sites et sols pollués mentionnant les limites de la circulaire de 1999, les outils proposés ont été améliorés au cours des années 2000 donnant lieu, en 2007, à une nouvelle circulaire abrogeant les précédentes.

B. Circulaire du 8 février 2007

La circulaire parue le 8 février 2007 définit la méthodologie en vigueur orientée autour de trois axes que sont (MEDD, 2007) :

- La construction d'un schéma conceptuel traduisant l'interaction entre des sources de pollution, des voies de transfert (vecteurs) et des cibles.
- L'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) permettant de vérifier que cet état (généralement hors site) n'admet pas d'écart par rapport à la gestion sanitaire et environnementale mise en place pour l'ensemble de la population française ;
- Le Plan de Gestion (PG) visant à gérer ou réhabiliter un site en vue notamment de ses usages futurs en tenant compte à la fois de critères financiers, sanitaires et environnementaux.

Elle est accompagnée de trois annexes :

- L'annexe 1 définit la politique de gestion des sites et sols pollués en France, l'historique, le bilan et les nouvelles démarches de gestion proposées ;

- L'annexe 2 est consacrée aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Elle mentionne les outils permettant d'identifier un site (potentiellement) pollué ainsi que la manière de gérer les problèmes qui y sont liés ;

- La dernière annexe fournit les outils en appui aux démarches de gestion. Elle récapitule aussi l'ensemble des documents utiles pour la gestion des sites pollués.

Enfin cette circulaire est accompagnée de différents guides méthodologiques à destination des acteurs du domaine des sites et sols pollués. Ceux-ci concernent la visite et le diagnostic de site, la réalisation du schéma conceptuel, la démarche IEM et la démarche d'Analyse des Risques Résiduels (ARR).

La circulaire du 8 février 2007 définit donc la politique ainsi que la méthodologie en vigueur. Cependant elle n'a pas de pouvoir législatif. A l'heure actuelle, le domaine des sites et sols pollués ne fait donc l'objet d'aucun cadre juridique propre. La politique s'appuie tout d'abord sur le code de l'Environnement et particulièrement sur le livre V intitulé « Prévention des pollutions, des risques et des nuisances ». Il a été modifié à la suite de la loi Grenelle 2 du 12 juillet 2010 :

- Dès lors, selon l'article L125-6, « L'Etat rend publiques les informations dont il dispose sur les risques de pollution des sols » et selon l'article L125-7, le vendeur ou le bailleur du terrain présentant un risque de pollution doit en informer l'acheteur ou le locataire.

- Par ailleurs, le titre I concernant les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) mentionne le fait que sur les sites en activité, la réglementation constitue un outil de prévention. Ceci est défini par les articles L.512-1 concernant les capacités financières de l'exploitant permettant une remise en état du site et L.512-8 mentionnant une obligation de réaliser un « état de pollution des sols » lors de chaque modification de l'activité. Ainsi lors de la cessation d'activité, l'exploitant s'engage à transmettre un dossier de remise en état comprenant les mesures de maîtrise des risques liés aux sols, eaux souterraines et superficielles, les mesures de surveillance ainsi que les limitations et les interdictions concernant l'aménagement et/ou l'utilisation du sol et du sous-sol.

Par ailleurs la politique s'appuie sur le code civil avec l'article 1641 selon lequel « le vendeur est tenu de la garantie à raison des défauts cachés de la chose vendue qui la rendent impropre à l'usage auquel on la destine... » et l'article 1643 mentionnant le fait que le vendeur « est tenu des vices cachés ».

Enfin le code de l'urbanisme modifié suite au Grenelle 2 avec l'article R123-11 indique que les PLU (Plans Locaux d'Urbanisme) devront mentionner les sites pollués.

C. Description de la méthodologie

1. Les deux démarches de gestion possibles

Il semble avant tout important de distinguer les deux démarches distinctes susceptibles d'être adoptées dans le cadre de la gestion des sites pollués suivant l'usage qu'il en est fait. Ainsi, il est observé la démarche d'interprétation de l'état des milieux dont le rôle est d'apprécier les risques sanitaires pour les usagers d'un site pollué en vérifiant si ceux-ci ne présentent pas d'écart significatif par rapport à ceux encouru par le reste de la population française. Le plan de gestion constitue la seconde approche possible et s'inscrit majoritairement dans le cadre de projets futurs en agissant à la fois sur l'état du site et sur ses usages.

2. Un point de départ commun aux deux démarches : le schéma conceptuel (MEDD, 2007a)

La première étape est commune à ces deux approches et consiste à réaliser le schéma conceptuel permettant d'identifier les relations entre la source de pollution, les milieux de transfert et les enjeux à protéger. Ce schéma conceptuel construit grâce à une collecte et une interprétation d'informations suffisamment exhaustives constitue la base de toute mesure de gestion ultérieure.

Dans le cadre de l'interprétation de l'état des milieux, les usages étudiés sont ceux actuellement constatés alors que dans le cas d'un projet futur, il convient d'identifier les usages par la représentation du projet dans sa configuration envisagée. De plus, les acteurs, les contraintes ou encore les moyens à mettre en jeu sont différents suivant que l'on s'inscrit dans une démarche ou dans l'autre.

3. La démarche d'interprétation de l'état de milieu (MEDD, 2007b)

La démarche d'IEM a donc pour objectif de vérifier la compatibilité de l'état des milieux avec les usages qui en sont faits dans le but de garantir la santé humaine et de préserver les ressources naturelles. Ainsi elle permet de distinguer les milieux ne nécessitant aucune action particulière, des milieux pouvant faire l'objet d'actions simples de gestion et des sites pour lesquels un plan de gestion doit être réalisé.

Elle est susceptible d'être appliquée lors :

- De la découverte d'un milieu pouvant porter atteinte à la santé de la population avoisinante de part la présence d'une pollution ;
- De l'analyse des impacts des installations classées du fait de leur fonctionnement actuel ou passé ;
- De l'évaluation de l'acceptabilité des impacts dans le cadre de la comparaison de l'état du milieu avec l'état initial de l'environnement ;
- De la réalisation de cet état initial conformément au décret du 21 septembre 1977 ;
- De l'observation de plusieurs cas de maladie similaires pouvant être la conséquence sanitaire d'une pollution environnementale.

A ce titre, la démarche IEM ne s'applique pas dans le cadre professionnel (relevant du code du travail), lorsqu'un plan de gestion est directement envisagé ou pour en vérifier l'efficacité.

Cette démarche s'avère être « progressive et réfléchie ». Elle passe par l'interprétation du schéma conceptuel et l'analyse des risques liés à l'usage du milieu en comparant l'état des milieux à l'état des milieux naturels voisins (à l'état initial pour les installations classées) ou aux valeurs de gestion réglementaires associées à un risque acceptable par les pouvoirs publics et la population française. Dans le cas d'absence de valeur de gestion réglementaire, une grille de calculs de risques sanitaires est proposée. La démarche peut alors conduire à des investigations plus poussées telles que des campagnes de mesures de façon à mieux caractériser le milieu et les risques associés.

Sur le plan de la santé, la démarche s'avère être protectrice que ce soit au niveau de la gestion du risque ou au niveau de la comparaison à l'état initial du site.

4. La démarche du plan de gestion (MEDD, 2007c)

L'objectif principal est la maîtrise des sources de pollution permettant à la fois de réduire les émissions de substances toxiques et d'améliorer l'état des milieux. Dans un premier temps, il est recommandé d'analyser toutes les possibilités de dépollution à un coût économiquement acceptable. S'il s'avère que la dépollution totale n'est pas réalisable, le plan de gestion devra garantir que les impacts, d'un point de vue sanitaire et environnemental, demeurent acceptables.

Le plan de gestion est réalisé lors :

- De l'arrêt définitif des activités d'une installation classée dont les terrains pourront être destinés à un nouvel usage ;
- D'une nécessité de mise en œuvre de mesures de gestion à la suite de la démarche IEM ;
- De la réhabilitation d'anciens sites industriels.

Il comprend un bilan coûts/avantages sur les plans sanitaire et environnemental (mais aussi juridique et sociétal) permettant de retenir certaines mesures de gestion plutôt que d'autres. Il est défini comme « progressif, itératif, évolutif et interactif ». A ce titre, il n'est en aucun cas fixé et peut évoluer au cours du temps, par exemple en adaptant le projet de réaménagement.

Lorsque les sources de pollution sont suffisamment maîtrisées à l'égard des objectifs fixés. La question des risques sanitaires ne se pose plus. Cependant, dans certains cas, certaines voies de transfert sont susceptibles de persister après la mise en œuvre du plan de gestion. Il est alors nécessaire de réaliser une ARR dans le but de vérifier l'acceptabilité des risques sanitaires.

5. Les critères d'acceptabilité du risque

L'outil IEM comporte une grille de calcul dont l'utilisation permet de réaliser une évaluation quantitative des risques sanitaires en ne procédant à aucune additivité des risques ni par substance ni par voie d'exposition. De ce fait, les grilles de calculs ont été conçues de façon à être très majorantes et le résultat permet alors de déterminer si le site nécessite ou non des investigations plus poussées (MEDD, 2007b).

A la différence de la démarche IEM, l'évaluation quantitative des risques sanitaires, dans le cadre d'un plan de gestion, est effectuée en procédant à l'additivité des Excès de Risques Individuels (ERI) pour les substances cancérigènes et à l'additivité des quotients de danger pour les substances ayant le même mécanisme d'action sur le même organe cible (MEDD, 2007c) .

Les valeurs d'acceptabilité du risque sont alors les suivantes (MEDD, 2007c) :

- un quotient de danger (QD) inférieur à 1 pour les effets à seuil :

- Pour le cas de l'inhalation : $QD = \frac{C_{inh}}{VTR}$ (C_{inh} : concentration moyenne inhalée et VTR : valeur toxicologique de référence)

- un ERI inférieur à 10^{-5} pour les effets sans seuil :

- Pour le cas de l'inhalation : $ERI = C_{inh} \cdot ERU^{\circ}$ (ERU° : Excès de risque unitaire)

D. Les enjeux de la gestion des sites et sols pollués (SSP)

1. Enjeux sanitaires et environnementaux

Les activités industrielles sont souvent à l'origine d'une pollution des sols environnants. De part le nombre important de voies d'exposition, les enjeux sanitaires sont multiples. Ainsi la pollution des sols a un impact important sur la qualité de l'air extérieur et intérieur ainsi que sur la qualité des eaux souterraines. Cette pollution est alors susceptible d'engendrer une exposition à des substances toxiques.

Dans le cas de l'air intérieur qui fera l'objet de ce mémoire, le rôle probable de sa qualité sur le développement de certaines maladies en particulier chez les enfants constitue un enjeu majeur de santé publique. La diversité des polluants entraîne de nombreux effets (à seuil et sans seuil de toxicité) sur la santé humaine tels que cancers, affections respiratoires, troubles du système immunitaire ou du système nerveux central (Scientific Committee on Health and Environmental Risks, 2007). L'identification de ces enjeux sanitaires est rendue possible par la réalisation d'un schéma conceptuel exhaustif. L'estimation des conséquences sanitaires liées au projet est ensuite réalisée par

l'intermédiaire de l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS). La gestion des SSP, sur le plan sanitaire, a donc pour but principal de prévenir d'éventuels problèmes de santé publique.

La question de l'atteinte à l'environnement, dans un contexte de développement durable, apparaît nécessairement comme une priorité. La gestion des SSP implique par conséquent la protection des milieux ainsi que la sauvegarde de la biodiversité par le traitement des pollutions. Ainsi lors de la vente/cession d'une société, un chiffrage du passif environnemental est régulièrement réalisé impliquant nécessairement un enjeu financier.

2. Enjeux financiers

L'enjeu financier est lié implicitement aux enjeux sanitaires et environnementaux décrits précédemment du fait de la politique de gestion des risques en fonction de l'usage. Les coûts sont ainsi engendrés par les diagnostics et les études mais surtout par les moyens curatifs de dépollution à mettre en place de façon à atteindre les objectifs définis. Ces coûts sont en général déterminants du point de vue de la validité d'un projet d'aménagement futur.

Il existe néanmoins des enjeux financiers indirects liés aux gains financiers potentiels inhérents au projet ou encore au possible recours en justice de l'acheteur suite à l'acquisition d'un terrain pollué.

3. Enjeux sociaux et urbanistiques

La réhabilitation d'un site pollué est souvent à l'origine de la valorisation du terrain et donc du quartier environnant. Elle permet également de garantir la continuité des aménagements existants. Dans le cas particulier des friches industrielles, la réhabilitation permet, entre autre, d'améliorer l'attrait de la région et potentiellement son dynamisme.

L'enjeu urbanistique est, quant à lui, lié aux besoins d'aménagement du territoire, conséquence de la pression démographique importante dans les zones urbaines. Cela nécessite souvent la reconversion d'anciens sites industriels en terrains constructibles nécessaires à cette expansion urbaine.

E. Les enjeux de la modélisation

Lorsque les mesures dans les milieux d'exposition sont difficiles à réaliser ou dans le cadre de projets futurs d'aménagement des sols, il peut être nécessaire de faire intervenir la modélisation afin d'évaluer les expositions potentielles aux substances toxiques. Elle est alors réalisée en complémentarité avec des campagnes de mesures permettant de renseigner les paramètres d'entrée du modèle utilisé. Dès lors que ces données sont suffisamment exhaustives, la modélisation peut constituer un outil pour identifier si les conditions spécifiques au site sont susceptibles d'entraîner une exposition à des substances toxiques, estimer les risques correspondant et ainsi constituer une aide à la décision (INERIS et al, 2006).

Pour le cas précis de l'air intérieur, les polluants présents ne proviennent pas nécessairement des sols pollués sous-jacents. En effet, les sources intérieures de composés volatils sont susceptibles de masquer totalement la pollution provenant du sol ou des eaux souterraines (WEAVER et al., 2005b). De plus, les mesures directes dans l'air ambiant ne permettent pas d'évaluer la part de la concentration en polluant attribuable à la contamination du sol. Les mesures de dépollution basées sur un calcul des risques à partir de ces mesures ne seront alors pas pertinentes. L'évaluation, la gestion ainsi que la prévention des risques liés à leur inhalation ne seront rendues possibles que via une meilleure connaissance des niveaux d'exposition aux substances susceptibles de se retrouver dans l'air intérieur à partir du milieu source. Le recours à la modélisation permet alors une meilleure compréhension de l'origine des pollutions. De plus, elle permet d'assurer une représentativité spatiale et temporelle en représentant les phénomènes à long terme dans un espace défini ce que ne permettent pas les mesures.

La modélisation s'inscrit donc dans la démarche d'évaluation des risques sanitaires dans le but de pérenniser les usages futurs d'un site potentiellement pollué par l'intermédiaire de l'estimation de la part de la pollution attribuable à la contamination du sol et de la mise en œuvre d'un plan de gestion définissant des mesures pertinentes de réhabilitation, de dépollution ou de prévention sur la base d'un bilan coûts/avantages. Par conséquent, les enjeux sont principalement sanitaires car ces évaluations visent à prévenir d'éventuels problèmes futurs de santé publique liés à la pollution d'un site.

F. Finalités du mémoire

Dans le cadre des évaluations de risques sanitaires, des écarts sont observés d'une part entre l'outil de modélisation d'HPC Envirotec et les autres modèles et d'autre part avec les concentrations effectivement mesurées dans l'air intérieur. Ses écarts sont susceptibles d'avoir des conséquences en termes de santé des populations en particulier dans le cas d'une sous-estimation des concentrations et donc du risque inhérent.

Il existe actuellement de nombreux modèles permettant d'estimer les concentrations dans l'air intérieur dans le cas d'une pollution provenant du sol. Cependant, ceux-ci ne sont pas applicables dans toutes les situations rencontrées et nécessitent certaines adaptations engendrant des incertitudes supplémentaires. Ce mémoire, par l'analyse des modèles les plus adaptés à ce type de modélisation, permettra d'identifier ceux applicables à une situation précise et de comparer les différentes approches en termes d'équations utilisées, de phénomènes modélisés et de résultats obtenus. Une inter-comparaison de ces résultats sur des scénarii de pollution précis et avec des données issues de campagnes de mesures devra permettre :

- d'identifier le modèle le plus protecteur ainsi que celui le plus adapté au type de situation rencontré ;
- d'examiner la pertinence de l'outil d'HPC Envirotec (vis-à-vis des autres modèles) ainsi que ses limites d'utilisation ;
- d'inclure si besoin de nouvelles équations voire d'inclure de nouveaux modules de façon à optimiser l'outil et le rendre utilisable dans l'ensemble des cas rencontrés.

Par la suite, les sources d'incertitudes ainsi que l'impact des écarts observés sur les évaluations des risques sanitaires liés à un site pollué et in fine sur les décisions prises en termes de gestion seront analysés.

Par ailleurs, de par la complexité que constitue le phénomène de transfert de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur, les différents modèles nécessitent de nombreux paramètres d'entrée dont les valeurs peuvent avoir un impact important sur le résultat final. Par conséquent, il est important de les identifier de façon à ce que leur quantification soit réalisée lors des mesures sur site. Dans le cas où ces mesures ne sont pas réalisables, une recherche bibliographique est nécessaire pour valider scientifiquement les valeurs utilisées.

Enfin, ce mémoire se limite au **transfert de polluants organiques sous forme gazeuse depuis le sol ou les eaux souterraines vers l'air intérieur au travers des fondations du bâtiment**. A ce titre, seule la voie d'exposition inhalation d'air intérieur sera étudiée. En effet, cette voie d'exposition peut s'avérer importante voire majoritaire dans le cas d'une pollution présente en sous-sol. De plus, c'est dans le cas de ce type de modélisation que sont observés les écarts les plus importants (SWARTJES et al., 2002) (Arcadis Geraghty & MILLER International Inc., 2004).

Ce mémoire, par l'amélioration de l'outil de modélisation, devrait donc contribuer à améliorer l'identification des sources de pollution en définissant, lors des EQRS, la part de la concentration dans l'air intérieur attribuable à la pollution du sol indépendamment des sources intérieures et extérieures, permettant ainsi une meilleure estimation du risque sanitaire correspondant et de mieux cibler les mesures de gestion à mettre en œuvre en termes de pertinence et d'efficacité.

II. Etat de l'art sur les modèles utilisables dans le cas de l'air intérieur

Cette partie du mémoire s'orientera principalement autour des quatre modèles que sont Johnson et Ettinger, VOLASOIL, HESP et CalTOX pour lesquels les équations seront décrites en annexe.

A. Les principaux modèles utilisés dans le cadre des EQRS dans le cas de la modélisation de la concentration dans l'air intérieur

Dans le cadre des évaluations de risques sanitaires liées aux sites et sols pollués, la voie inhalation apparaît souvent comme la principale voie d'exposition aux substances organiques. Dans de rares cas, ces substances sont susceptibles de s'accumuler dans l'air et d'atteindre des concentrations importantes pouvant causer des effets à courts termes sur la santé. Cependant, les concentrations sont le plus souvent relativement faibles et c'est alors l'exposition à long terme qui peut s'avérer préjudiciable (WEAVER et al., 2005b)

A l'heure actuelle, trois modèles sont classiquement utilisés en France et en Europe (INERIS, 2010) pour ce cas particulier :

- Le modèle basé sur les équations de Johnson et Ettinger (1991), recommandé par l'US EPA (2004)
- Le modèle VOLASOIL (Waitz et al., 1996) recommandé par le RIVM (institut néerlandais pour la protection de la santé et de l'environnement).
- Le modèle utilisé dans CSOIL, HESP, Risc Human, anciennement recommandé par le RIVM

1. Johnson et Ettinger (J&E)

a) Description du modèle (USEPA, 2004)

Le modèle Johnson & Ettinger est basé sur l'algorithme développé par Paul C. Johnson et Robert A. Ettinger en 1991 pour permettre l'évaluation des risques et ceci pour la principale voie d'exposition que constitue l'inhalation. Le modèle permet la prise en compte des phénomènes de diffusion et de convection assurant le transfert des polluants de la source vers l'air intérieur.

Le modèle se décompose en trois modules : deux modules dédiés à la modélisation de la concentration de polluant dans l'air intérieur à partir de la concentration dans le sol ou les gaz du sol, l'un s'appuyant sur l'hypothèse d'une source infinie l'autre sur celle d'une source finie. L'hypothèse de source infinie suppose un état stationnaire alors que, dans la seconde hypothèse, l'état quasi stationnaire est considéré. Un troisième module permet d'évaluer les concentrations à partir d'une concentration dans les eaux souterraines. L'hypothèse est alors celle d'une source infinie (supposant un état stationnaire).

Depuis Février 2004, l'US EPA propose les feuilles de calculs Excel correspondantes sous deux versions. La première est destinée à une première approche afin de déterminer si le site nécessite une étude plus poussée ou non et la seconde permet de réaliser cette approche de façon plus détaillée en considérant plusieurs couches de sols comme ce qui est susceptible d'être rencontré. Il est à noter qu'aucune de ces feuilles Excel ne propose de calculer la concentration dans l'air intérieur et le risque correspondant en adoptant l'hypothèse de source finie. Cette approche nécessite en effet de connaître l'étendue de la zone de sol contaminée, ce qui en pratique n'est que rarement réalisable.

Pour ce qui est du mode de transfert des polluants, le modèle J&E considère le phénomène de diffusion comme étant le moteur principal du mouvement des polluants dans la zone capillaire et dans la zone

insaturée¹. A proximité des bâtiments, il existe une zone d'influence dans laquelle la convection est le phénomène assurant majoritairement le transfert des polluants. Néanmoins, la diffusion au niveau des fondations est prise en compte. La convection est due à la différence de pression entre l'air du sol et l'air intérieur. Le vent sur les parois de l'habitation ainsi que les mouvements ascendants d'air au sein de celle-ci dus au chauffage sont à l'origine de cette dépressurisation de l'air intérieur. Ce phénomène provoque un effet de succion par les microfissures le long des murs en contact avec la dalle de béton à l'origine de l'entrée de vapeurs au sein du bâtiment (voir annexe 1).

L'algorithme proposé par J&E a pour but de définir le coefficient d'atténuation α qui correspond au ratio entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration à la source. Cette dernière, définie comme le terme C_{source} , correspond à une concentration dans l'air du sol (située immédiatement au dessus de la nappe dans le cas des eaux souterraines ou à une profondeur L_T dans les autres cas). Les équations sont décrites dans l'annexe 2. La concentration dans l'air intérieur est ensuite déterminée en multipliant la concentration C_{source} par le coefficient α .

b) Principales hypothèses et limites (USEPA, 2004) (WEAVER et al., 2005a)

Le modèle J&E s'appuie sur un certain nombre d'hypothèses permettant la résolution des équations différentielles et d'aboutir aux équations présentées en annexe 2. Le modèle considère ainsi que les vapeurs pénètrent dans l'habitation préférentiellement par les fissures présentes au niveau de la jonction entre les fondations et les murs. La convection est considérée comme étant le mécanisme de transport principal des vapeurs au niveau de la zone d'influence du bâtiment alors que la diffusion opère majoritairement hors de cette zone c'est-à-dire dans la zone insaturée et dans la zone capillaire pour le cas d'une contamination des eaux souterraines. Ainsi, aucune voie de transfert privilégiée telles que des fissures dans le sol n'est prise en compte.

Le transfert de vapeurs est supposé être purement vertical, ce qui aboutit au fait que l'ensemble de la contamination située verticalement sous l'habitation est censé pénétrer cette dernière. La contamination est répartie de façon homogène. De même, les propriétés du sol sont homogènes pour une même couche en particulier pour la couche de sol en contact avec les fondations où la perméabilité intrinsèque constitue un paramètre isotrope.

Enfin les deux paramètres représentant le taux de ventilation du bâtiment et la différence de pression entre la surface du sol et l'intérieur sont supposés constants au cours du temps.

Le modèle J&E est conçu initialement pour les habitations présentant une dalle en béton, c'est-à-dire les habitations sur sous-sol ou de type plein sol. Dans le cas d'une habitation sur sous-sol, la valeur du paramètre H_B représentant la hauteur du bâtiment et la hauteur de mélange est augmentée (2,44 m à 3,66 m) de façon à représenter une dilution des polluants. Par ailleurs, la documentation fournie par l'US EPA ne propose pas d'adaptation pour le cas d'un vide sanitaire. A ce titre, il n'est donc généralement pas utilisé dans ce cas de figure bien qu'il existe des suggestions faites par les concepteurs du modèle pour l'employer dans ce cas (DAVIS et al., 2009a) et des adaptations possibles (MILLS et al., 2007). L'INERIS considère donc que le modèle tel que proposé dans la feuille de calculs de l'US EPA n'est pas directement applicable pour le cas d'un vide sanitaire (INERIS, 2005).

L'analyse de la feuille de calculs proposée par l'US EPA met en évidence d'autres limites telles que la modélisation des concentrations polluant par polluant (en contradiction avec la prise en compte de

¹ La zone capillaire est une zone du sol située immédiatement au dessus du toit de la nappe. Dans cette partie du sol, une remontée d'eau (ascension capillaire) est observée entre les grains formant la matrice solide du sol. La hauteur dépend de l'équilibre entre la tension superficielle sur les grains et la pression exercée par l'eau soulevée (BANTON et BANGOY, 1999). La teneur en eau importante dans cette zone entraîne une déconnection des pores du sol remplis d'air ce qui limite la diffusion au travers de cette phase.

l'additivité des risques conformément à la circulaire du 8 Février 2007) ou l'absence de calcul inverse déterminant la concentration dans le milieu source à partir de l'ERI ou du QD fixé comme objectif.

Par ailleurs, plusieurs paramètres sont figés à des valeurs par défaut fixées à partir des données fournies dans la littérature et reprise dans la documentation du modèle, il s'agit du taux de ventilation du bâtiment (Q_{building}), du périmètre (X_{crack}) et de la surface (A_B) des fondations et du taux de fissuration (A_{crack}/A_B), ce qui ne permet pas l'adaptation à l'ensemble des cas rencontrés dans le cadre des évaluations de risques sanitaires.

Les mouvements d'eau dans le sol tels que l'infiltration ou l'évaporation ainsi que les phénomènes de dégradation (biodégradation, photolyse, réactions chimiques...) ne sont pas considérés. Toutefois, il est à noter qu'une publication de 1998 de P. JOHNSON propose une amélioration du modèle existant incluant la modélisation de la biodégradation (WEAVER et al., 2005b), amélioration qui n'est toutefois pas incluse dans les feuilles de calculs de l'US EPA.

En outre, les études d'incertitudes et de sensibilité ne sont pas réalisables directement.

c) Evaluation du modèle Johnson et Ettinger

Pour ce qui est des valeurs par défaut proposées pour différents paramètres, celles-ci sont justifiées dans la documentation fournie par l'US EPA et appuyées par des études. Ces valeurs ont été sélectionnées de façon à surestimer les concentrations modélisées et ainsi garantir la protection de la santé humaine (USEPA, 2002) (Connecticut Department of Environmental Protection, 2003).

L'avantage du modèle Johnson et Ettinger sur les autres modèles dédiés à l'air ambiant est, sans doute, le nombre important de publications le concernant. Ainsi, il a été décrit et évalué sous tous ses aspects et a fait l'objet d'une étude à grande échelle pour comparer ses modélisations avec des mesures de terrain. La base de données issue de cette étude sera décrite dans la partie V.B. Les premières données obtenues ont été exploitées en 2002 et ont conduit à la validation du modèle Johnson et Ettinger pour les substances non sujettes à une biodégradation potentiellement importante (c'est-à-dire autres que les hydrocarbures) (JOHNSON et al, 2002). Pour les substances telles que les hydrocarbures, la modélisation, du fait qu'elle ne prenne pas en compte la biodégradation à laquelle ils sont soumis, a tendance à surestimer les concentrations dans l'air intérieur par rapport à la réalité (BAKER et al, 2009).

Après ajout par l'US EPA d'un nombre conséquent de mesures, une analyse à long terme du coefficient d'atténuation α permettant au modèle J&E d'évaluer la concentration dans l'air intérieur à partir d'une concentration à la source a abouti au fait que ce coefficient est variable au cours du temps. En effet, il est influencé de manière importante par les conditions climatiques et peut varier d'un ordre de grandeur au cours de l'année (FOLKES et al, 2010). Ceci est donc contraire aux hypothèses de calcul selon lesquelles ce paramètre est constant.

Une autre étude intéressante réalisée par HERS and ZAPF-GILJE en 1998 avait pour but de comparer les concentrations prédites par le modèle J&E avec les données obtenues dans un milieu artificiel spécialement conçu et permettant de contrôler la valeur des paramètres liés au bâtiment. La mesure des concentrations dans l'air intérieur, dans l'air extérieur et dans les milieux source ont permis aux auteurs d'évaluer le modèle. Dans cette étude, le modèle tend à surestimer d'un facteur 3 à 10 les concentrations réelles. La conclusion générale aboutissant au fait que le modèle Johnson et Ettinger surestime d'un à deux ordres de grandeurs les concentrations dans l'air intérieur dans la majorité des cas (Michigan Environmental Science Board, 2001).

En conclusion, à l'heure actuelle, le modèle J&E est celui le plus couramment utilisé (ITRC, 2007) et il apparaît comme bien adapté à la modélisation du transfert des substances volatiles du sol vers l'air intérieur dans la mesure où le site étudié vérifie les hypothèses majeures. La modélisation aboutit dans la plupart des cas à une légère surestimation, à considérer comme un facteur protecteur à l'égard de la santé humaine.

2. HESP développé par SHELL Internationale Petroleum.

a) Description du modèle

HESP (Human Exposure to Soil Pollutants) est un modèle multi expositions basé sur le modèle CSOIL. La dernière version en date est la version 2.10 b de Janvier 1995 qui est considérée comme quasi identique au modèle CSOIL (INERIS, 2005). Il a été développé par SHELL Internationale Petroleum dans le cadre d'évaluation de risques sanitaires pour l'évaluation de l'exposition des populations aux polluants présents dans le sol. Le modèle, disponible sous la forme d'un logiciel fonctionnant sous MS DOS, est simple d'utilisation. L'évaluation des expositions se fait par chargement de scénarii pré enregistrés.

Entre 1995 et 2005, l'utilisation de HESP 2.10b en France était largement répandue. Il a permis d'élaborer des Valeurs de Constat d'Impact (VCI) dans le cadre de l'ancien dispositif de gestion des sites (potentiellement) pollués (INERIS, 2005).

HESP, en tant que modèle multi expositions, n'est donc pas dédié uniquement à la modélisation de l'émission de polluants dans l'air intérieur. Il a été développé pour plusieurs voies d'exposition (ingestion, contact cutané, inhalation d'air intérieur et extérieur, consommation d'eau, de légumes, fruits, viandes, poissons ou lait).

Dans le module dédié à l'air intérieur, le modèle se base sur un équilibre tri phasique (sol-air-eau) et un état stationnaire impliquant une source infinie. La logique du modèle consiste, après avoir calculé les capacités de fugacités de l'air et l'eau et la capacité de fugacité du sol², à déterminer les teneurs massiques en polluant dans les trois phases en équilibre. Ces teneurs permettent de calculer le coefficient de diffusion total dans le sol par l'intermédiaire du calcul des coefficients de diffusion dans l'air et l'eau du sol et dans l'air du béton. La loi de Fick permet alors de calculer le flux de polluants émis à la surface du sol, c'est-à-dire dans le sous-sol ou le vide sanitaire dans lesquels une dilution est observée du fait de la ventilation naturelle. La concentration dans l'air intérieur est ensuite déterminée à partir de la concentration dans le vide sanitaire ou le sous-sol par l'intermédiaire du coefficient fbi représentant le taux de contribution à l'air intérieur. Les équations utilisées sont décrites en annexe 3.

Il semble important de souligner que la diffusion est le seul phénomène pris en compte assurant le transport des polluants volatiles de la source sol (air du sol) vers l'air intérieur. Pour les substances solubles, le flux par évaporation d'eau intervient de façon non négligeable (HEUZE, 2002).

b) Principales hypothèses et limites (WAITZ et al, 1996) (HEUZE, 2002)

Comme dans le cas de J&E, le modèle HESP adopte une approche substance par substance. Le sol est aussi considéré comme homogène (décomposé en trois couches) et le transfert de polluant uniquement vertical.

Quel que soit le scénario considéré, HESP considère que la source de pollution située à une certaine profondeur est infinie c'est-à-dire que la concentration dans les sols est une constante au cours du temps (état stationnaire). De plus, l'équilibre tri phasique (air-eau-sol) n'existe qu'au niveau de la source de pollution.

Tel qu'HESP est fourni, c'est-à-dire sous la forme d'un logiciel fonctionnant sous MS-DOS, il s'avère que de nombreux paramètres sont figés ce qui ne permet pas d'adapter la situation modélisée à la réalité. En effet, l'estimation des concentrations se fait par chargement de scénarii pré enregistrés par les concepteurs. L'utilisateur doit contacter ces personnes s'il veut pouvoir modifier certains paramètres. A titre d'exemple, HESP considère trois couches de sol dont les épaisseurs constituent des paramètres

² La fugacité d'un composé correspond au potentiel d'échappement de ce dernier à partir d'un compartiment (BONNARD, 2004)

figés (0,25m pour la première couche, 1,25m pour la seconde et 1,5m pour la dernière) (HEUZE, 2002). De plus l'utilisation de certains paramètres de la base de données aboutit à des concentrations dans l'air nettement inférieures à celles calculés à partir des mêmes paramètres mais provenant d'une autre base de données (HEUZE, 2002).

Il est conçu théoriquement pour évaluer les concentrations au sein des habitations construites sur vide sanitaire ou sous-sol. Pour un type de fondations plein sol, le modèle nécessite une adaptation en considérant la concentration dans l'air intérieur comme étant équivalente à la concentration dans le sous-sol en ajustant le taux de ventilation et la surface en contact avec le sol.

De plus, le transfert des polluants volatils se fait essentiellement via l'air du sol. La non prise en compte du terme de convection constitue la limite majeure de ce modèle car c'est le mécanisme principal engendrant le mouvement des vapeurs au niveau des fondations (Waitz et al., 1996).

Par ailleurs, la définition d'une concentration dans les eaux souterraines en tant que terme source est impossible (HEUZE, 2002). De même les études d'incertitudes et de sensibilité ne sont pas réalisables directement.

Enfin, le modèle fonctionnant sous MS-DOS est utilisé en tant que « boîte noire » car les équations ne sont accessibles que par le guide d'utilisateur d'où la nécessité de l'adapter sous la forme d'une feuille de calculs Excel. Pour finir, il ne réalise pas de calcul de risque (HEUZE, 2002).

c) Evaluation du modèle HESP

De part les phénomènes pris en compte pour la modélisation de la concentration dans l'air ambiant, HESP ne paraît pas adapté pour les substances volatiles (HEUZE, 2002). En effet, pour ce qui est du transfert des substances au travers des fondations, le phénomène de convection n'a pas été considéré. Or la convection est majoritaire dans cette zone devant la diffusion (WAITZ et al., 1996) et la modélisation d'HESP tend donc à sous-estimer la concentration modélisée.

Outre la non prise en compte d'un phénomène majeur, le paramètre représentant le taux de contribution à l'air intérieur fixé indépendamment du type de sous-sol (vide sanitaire ou sous-sol) est sujet à controverses. Ce ratio représente le pourcentage de la concentration dans le vide sanitaire ou le sous-sol auquel est égale la concentration dans les espaces de vies. Il est ainsi fixé à 10% par les concepteurs d'HESP (la concentration dans les espaces de vie est alors égales à 10% de la concentration dans le vide sanitaire/sous-sol) ce qui correspond à la moyenne des résultats observés lors des études réalisées à partir de gaz traceurs sur des logements néerlandais. Cette valeur pose donc un problème de représentativité. En effet, dans l'étude Fast et al. de 1987 concernant 97 logements, de nombreuses variations ont été observées. Ainsi le taux maximum observé est de 68.5% avec un 95^{ème} percentile à 39.4 et une médiane à 15,3%, l'écart type étant de 12.3% (INERIS, 2005). Le terme de contribution de l'air du vide sanitaire à l'air intérieur constitue un paramètre important puisque la concentration finale en dépend directement. Fixer une valeur par défaut correspondant à la moyenne apparaît donc comme non protecteur à l'égard de la santé humaine. De plus, ce coefficient correspond aux observations faites sur des habitations comprenant un vide sanitaire. A ce titre, rien ne prouve que la valeur de 10% soit extrapolable au cas d'un sous-sol.

En conclusion, le modèle HESP équivalent au modèle CSOIL n'apparaît pas adapté à la modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir d'une source sol pour les substances volatiles et par conséquent n'est pas adapté à l'évaluation des risques sanitaires qui en découle. Les prédictions ont, en effet, tendance à sous-estimer les concentrations réelles. Le modèle VOLASOIL a été conçu pour pallier ce problème (WAITZ et al., 1996).

3. VOLASOIL développé par le RIVM

a) Description du modèle (Waitz et al, 1996)

Le modèle VOLASOIL a été conçu par le RIVM en 1996 sur la base de l'étude Waitz et al. et suite à l'évaluation de la version de 1994 du modèle CSOIL (HESP étant équivalent à CSOIL depuis sa version de 1995) ayant abouti à l'observation de différences importantes entre les concentrations modélisées et les concentrations réelles et nécessitant la prise en compte de nouveaux phénomènes. VOLASOIL constitue donc une optimisation du modèle CSOIL/HESP dans le cas des substances volatiles. Il prend ainsi en compte le terme de convection dans le cadre du transfert de vapeurs. A ce titre, CSOIL/HESP est parfois considéré comme le cas particulier de VOLASOIL (INERIS, 2010) où l'effet de convection est négligeable même si certaines équations sont différentes.

VOLASOIL est intégré dans la dernière version du modèle commercial Risc Human (UK Environmental Agency, 2003) et est adapté pour la modélisation de la concentration dans une habitation construite sur vide sanitaire à partir de huit cas différents de pollutions (pollution des eaux souterraines, cas d'une nappe superficielle, cas d'une nappe profonde, couche de pollution flottante, couche de pollution flottante et nappe superficielle, pollution du sol, pollution du sol superficiel et pollution du sol sous la nappe). Pour la modélisation, quatre compartiments sont pris en compte, il s'agit de la zone insaturée, de la zone capillaire, de la zone saturée et de l'air intérieur.

Pour le transfert de polluant de la source vers l'air intérieur, VOLASOIL prend en compte la diffusion dans l'air et la convection comme étant les mécanismes de transfert des polluants. Au sein de la zone capillaire caractérisée par une teneur en eau élevée : la diffusion, la dispersion et la convection dans l'eau sont modélisées. Pour la zone insaturée, il s'agit des phénomènes de diffusion et de convection d'air qui assurent le mouvement des vapeurs de polluants, la diffusion dans l'eau du sol de la zone insaturée ayant été négligée. Les phénomènes modélisés sont schématisés en annexe 4.

A la différence du modèle HESP qui ne modélise que la diffusion, VOLASOIL modélise à la fois la convection et la diffusion considérant la convection comme mécanisme principal (au même titre que le modèle Johnson et Ettinger). Cependant, à la différence de Johnson et Ettinger où la convection est limitée à la zone d'influence du bâtiment, VOLASOIL modélise ce phénomène sur l'ensemble de la colonne de sol. La différence de pression entre l'air du sol et l'air intérieur engendre les mouvements de convection et l'entrée de vapeur dans le vide sanitaire. Pour ce qui est du transfert vers les espaces de vie, l'entrée de vapeurs se fait par les fissures, les interstices et les pores interconnectés toujours sous l'influence d'une différence de pression (ici entre le vide sanitaire et l'air intérieur).

Le calcul du flux entrant dans l'habitation se fait en considérant un équilibre entre les flux entrants et sortants. C'est-à-dire qu'au sein du vide sanitaire, la somme du flux de vapeurs provenant du sol et du flux d'air extérieur entrant (dû à la ventilation) est égale à la somme du flux entrant dans l'air intérieur et du flux sortant vers l'extérieur (dû à la ventilation). Pour ce qui est de l'air intérieur, la somme du flux provenant du vide sanitaire et de l'air extérieur est égale au flux sortant vers l'extérieur. Pour plus de détails, les équations sont décrites en annexe 5.

b) Principales hypothèses et limites (Waitz et al., 1996)

Le modèle VOLASOIL est construit selon l'hypothèse d'un état stationnaire et donc d'une source de pollution infinie. Par conséquent, les paramètres sont supposés constants au cours du temps. Les autres hypothèses sont communes avec les deux autres modèles décrits précédemment, c'est-à-dire que le sol est considéré comme homogène et que le transfert des polluants est uniquement vertical.

VOLASOIL n'existe pas sous la forme d'une feuille de calculs Excel et n'est disponible que par l'intermédiaire du logiciel commercial Risc Human disponible actuellement dans sa version 3.2. N'ayant pas accès au logiciel Risc Human, les limites décrites ci-après ne concernent que le module VOLASOIL tel que décrit dans le rapport n°715 810 014 du RI VM et non le logiciel Risc Human.

Ainsi, dans le module VOLASOIL, le bruit de fond n'a pas été pris en compte car considéré comme négligeable devant la concentration dans l'air du vide sanitaire.

Par ailleurs, certains paramètres sont difficilement quantifiables, il s'agit du paramètre « n » représentant le nombre d'interstices/d'ouvertures ainsi que du paramètre représentant la fraction surfacique de fissures. De plus aucun phénomène de dégradation des polluants (biodégradation, réaction chimique, photolyse...) n'est considéré.

c) *Evaluation du modèle VOLASOIL*

A la différence du modèle HESP, VOLASOIL modélise explicitement le transfert par convection du vide sanitaire vers l'air intérieur. Cette modélisation aboutit à un facteur de 24% (pourcentage d'air du vide sanitaire se retrouvant dans l'air intérieur au 1^{er} niveau d'habitat) pour un paramétrage standard contre 10% pour HESP (INERIS, 2005). Il est à noter que les observations faites par l'US EPA ont conduit à des facteurs présentant une médiane à 70% et à 50% (suivant le jeu de données utilisé) pour le cas d'un vide sanitaire (USEPA, 2008). Par ailleurs, l'INERIS (2010) privilégie l'approche CSOIL/HESP utilisant un facteur empirique car la modélisation proposée par VOLASOIL n'a fait l'objet d'aucune validation expérimentale.

Pour ce qui est des paramètres, certains d'entre eux ne sont pas justifiés dans la documentation. On notera en particulier les valeurs par défaut de la fraction d'ouvertures dans le sol f_{of} s'échelonnant de 0,000001 à 0,0001. Le modèle Johnson et Ettinger utilise un paramètre équivalent dénommé crack ratio noté η dont les valeurs sont documentées et proposées égales à 0,00038 pour une habitation plein sol et 0,0002 pour une habitation sur sous-sol (USEPA, 2004), les valeurs définies à but explicatif s'échelonnant entre 0,001 et 0,01 (USEPA, 2002).

En 2006, une étude a été menée pour le compte du RIVM dans le but de valider le module eaux souterraines de VOLASOIL à partir de 18 cas néerlandais concernant quatre composés chlorés que sont le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène, le cis-1,2 dichloroéthylène et le chlorure de vinyle. Cette étude a abouti aux conclusions principales suivantes (VAN WIJNEN et al, 2006) :

- VOLASOIL tend à surestimer les concentrations dans le vide sanitaire dans la plupart des cas ;
- Dans le cas de faibles concentrations dans les eaux souterraines, les concentrations modélisées dans l'air intérieur sont inférieures aux concentrations réelles alors que l'on observe le contraire dans le cas de concentrations importantes dans les eaux souterraines ;
- Les concentrations modélisées dans l'air intérieur sont dans 50% des cas supérieures aux concentrations réelles. Pour 53% des concentrations modélisées, le rapport avec la concentration réelle est inférieur à un ordre de grandeur. Pour les 47% restant, 28% correspondent à une sous-estimation supérieure à un ordre de grandeur alors que 19% correspondent à une surestimation supérieure à un ordre de grandeur ;
- Enfin, il a été observé de grandes différences en termes de qualité de prédiction en fonction des sites rencontrés.

En conclusion, le modèle VOLASOIL et en particulier son module permettant la modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir des concentrations dans les eaux souterraines semblent assez bien adapté pour le cas d'un vide sanitaire et pour des concentrations limitées en composés chlorés (en particulier le PCE et le TCE) supérieures aux seuil de détection (BAKER et al., 2009).

B. Les autres modèles proposant un module pour la modélisation des concentrations dans l'air intérieur

1. CALTOX

a) Présentation de CalTOX et de son module dédié à l'air intérieur

CalTOX a été élaboré par le LBNL (Lawrence Berkeley National Laboratory) et l'université de Berkeley pour l'agence californienne de protection de l'environnement (CAL EPA) pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux déchets et l'élaboration de seuils de réhabilitation (BONNARD, 2007) pour les sites pollués. CalTOX est un logiciel de calculs des expositions humaines multi voies relativement complexe et modélisant de nombreux phénomènes. Il est disponible sous la forme d'un fichier Excel. Deux versions sont actuellement disponibles : la version 2.3 de 1996 et la version 4.0 de 2002. De part les avantages qu'il procure, en particulier la prise en compte de nombreuses voies d'exposition, il est fréquemment utilisé dans le cadre des évaluations de risques sanitaires (BONNARD, 2004). De plus, il offre de nombreuses possibilités comme le calcul inverse réalisé automatiquement et permettant de définir une concentration maximale dans le sol en fonction de l'ERI ou du QD fixé comme objectif. Une étude des incertitudes peut simplement être réalisée par l'intermédiaire du module CRYSTAL BALL incorporé. Par ailleurs, la version 4.0 comprend une base de données sur les caractéristiques physico chimiques de 349 substances (78 dans la version 2.3) ainsi que sur les caractéristiques des sols des états américains.

Le fait que CalTOX soit disponibles sous format Excel permet d'avoir accès à l'ensemble des équations utilisées ainsi qu'aux résultats intermédiaires. Ceci permet une bonne interprétation ainsi qu'une transparence du logiciel.

Dans ce mémoire, l'étude du modèle CalTOX se limitera à son module air intérieur. Ainsi CalTOX scinde l'air intérieur en deux catégories : l'air dans les espaces de vie autre que la salle de bain et l'air de la salle de bain. Cinq voies de transfert ont ainsi été prises en compte pour la contamination de l'air intérieur, il s'agit de (BONNARD, 2004) :

- l'apport par l'atmosphère sous les formes particulaire et gazeuse ;
- l'apport par les poussières remises en suspension à partir du sol superficiel ;
- l'apport par volatilisation à partir du sol racinaire au travers des fondations du bâtiment ;
- l'apport par volatilisation à partir de l'eau du robinet (hors salle de bain) issue des eaux souterraines ;
- l'apport par volatilisation à partir de l'eau du robinet (salle de bain) issue des eaux souterraines et/ou des eaux superficielles.

Les équations permettant de définir la concentration dans l'air intérieur par transfert (sous forme gazeuse) du sol au travers des fondations (cellule R106) sont décrites en annexe 6.

b) Principales hypothèses et limites du module

CalTOX s'appuie sur le principe de conservation de la masse entre les différents compartiments et sur l'hypothèse principale d'état quasi stationnaire permettant de définir la concentration dans les sols comme une fonction du temps. Par ailleurs, cette concentration est supposée homogène dans l'ensemble du compartiment pour lequel elle est définie (BONNARD, 2004).

La détermination de la concentration dans l'air intérieur se fait pour les deux compartiments que sont les espaces de vie hors salle de bain et dans la salle de bain. Cette détermination est établie sur la base d'un bilan de masse pour chacune des cinq voies de transfert possibles (RIKKEN et al., 2001).

Il est important de souligner que, dans le cadre d'une pollution de la couche de sol située sous la couche racinaire (zone insaturée), aucun transfert par volatilisation vers la couche de sol racinaire et les fondations n'a été pris en compte (BONNARD, 2004). Si l'utilisateur veut définir cette zone insaturée comme contenant la source de pollution, il doit définir lui-même parmi les paramètres d'entrée le taux de transfert vers la couche de sol racinaire exprimé en moles par jour. En pratique, la détermination de ce paramètre n'est réalisable qu'en faisant intervenir une autre modélisation.

Pour ce qui est du transfert de polluant du sol et de l'air du sol vers l'air ambiant, qui est la voie de transfert la plus courante. CalTOX prend en compte les phénomènes de diffusion vers la couche inférieure, d'absorption par les plantes, d'infiltration et de dégradation qui sont difficilement paramétrables. De plus, dans le but de simplifier les calculs modélisant les phénomènes ayant lieu au niveau des fondations du bâtiment (essentiellement de la convection) et conduisant à l'entrée de vapeurs dans l'air intérieur, CALTOX emploie le coefficient multiplicatif dénommé « ratio de la concentration dans l'air intérieur par la concentration dans l'air du sol » qui constitue le paramètre « alpha_inair » (cellule R106) (BONNARD, 2004). Cette théorie est semblable à l'approche utilisée par Johnson et Ettinger qui définit le ratio α comme le rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans l'air du sol. Cependant à la différence du modèle J&E pour lequel le coefficient α est calculé explicitement pour chaque scénario avec les formules 10 ou 11 décrites en annexe 2, CalTOX propose à l'utilisateur de définir lui-même la valeur de ce coefficient (version 2.3). Dans la version 4.0, une valeur par défaut à 10^{-4} est proposée, et l'utilisateur doit alors ôter la protection de la feuille de calculs pour pouvoir la modifier. Cependant, il n'est proposé aucune source bibliographique dans les documentations relatives à CalTOX 2.3 et CalTOX 4.0.

Il est à noter que, dans la version 4.0, les paramètres du sol sont en théorie figés et correspondent au sol de l'état américain choisi dans le scénario. Pour modifier les caractéristiques du sol et adapter le scénario au cas étudié, il est nécessaire d'ôter la protection de la feuille de calculs pour la version 4.0. Dans la version 2.3, ces mêmes paramètres sont ajustables directement au cas étudié.

Par ailleurs, la version 4.0 n'est disponible que dans sa version bêta ce qui signifie que des erreurs mathématiques sont susceptibles de ne pas avoir été corrigées.

Au niveau des concentrations définies en entrée par l'utilisateur, CalTOX ne prend en considération que des concentrations dans le sol (mg de polluant par kg de sol). Or les données couramment utilisées par le bureau d'études sont des concentrations dans les gaz du sol qui permettent de ne pas avoir à modéliser le phénomène d'adsorption par la fraction organique du sol. Cette modélisation est en effet une source d'incertitudes importantes. De plus, les concentrations de polluants dans la couche de sol racinaire doivent être définies par rapport au poids de sol humide et non par rapport au poids de sol sec (BONNARD, 2004) (les mesures en laboratoires exprimant en effet les concentrations massiques de polluants par unité de poids de sol sec et mentionnant la teneur en eau). Pour contourner cette difficulté, cela nécessite, pour définir une concentration en entrée du modèle, d'utiliser une formule comme celle définie par Johnson et Ettinger et prenant en compte la porosité, la teneur en eau et en air du sol et le coefficient de partage avec le carbone organique (Koc). Or ces données présentent des incertitudes en particulier pour le foc (fraction de carbone organique) ce qui conduit à une incertitude sur la concentration définie en entrée.

La formule pouvant être utilisée est la suivante :

$$C_{sol} = \frac{(\theta_{eau} + kd\rho + H_{TS} \cdot \theta_{air}) \cdot C_{source}}{H_{TS} \cdot \rho}$$

Avec :

- C_{sol} : la concentration massique dans les sols (g/g)
- C_{source} : la concentration dans l'air du sol à la source (g/cm³)
- θ_{eau} et θ_{air} : les teneurs en eau et en air du sol (sans unité)
- $kd = koc \cdot foc$: le coefficient de répartition sol-eau (cm³/g)

- ρ : la masse volumique du sol (g.cm^3)
- H_{TS} : la constante de Henry adimensionnée du composé à la température du sol

De plus, la volatilisation à partir des eaux souterraines au travers du sol vers les fondations n'a pas été prise en compte. En effet, la concentration dans les eaux souterraines définie dans les paramètres d'entrée permet d'évaluer la concentration dans l'air intérieur à partir de la volatilisation de la substance lors de l'usage des eaux souterraines en tant qu'eau de distribution (BONNARD, 2004).

Pour finir, CalTOX ne permet pas de définir le type de fondations (plein sol, vide sanitaire, sous-sol) ou les paramètres liés au bâtiment (dimensions, taux de ventilation, différence de pression entre l'air intérieur et l'air du sol...) jouant un rôle important dans la dilution des polluants. Ceux-ci sont pris en compte implicitement dans la valeur du coefficient « alpha_inair » (BONNARD, 2004). En outre, la documentation ne précise pas pour quel type de construction ce modèle est applicable.

c) *Evaluation du modèle*

Le logiciel de calculs CalTOX prend en compte un nombre important de phénomènes censés représenter la réalité. Cependant le logiciel est difficile à paramétrer et peut ainsi être utilisé de manière incorrecte (BONNARD, 2004). Il nécessite une certaine expérience et ainsi, l'analyse détaillée de la feuille de calculs Excel semble être un point important pour permettre une bonne compréhension des phénomènes modélisés afin de ne pas utiliser le modèle en tant que « boîte noire ».

Le principal défaut de CalTOX est donc le paramétrage des nombreuses données d'entrée que requiert la modélisation des différents phénomènes. A titre d'exemple, la version 2.3 emploie 143 paramètres numériques (pour l'ensemble des voies d'exposition) et la définition de certains d'entre eux peut être difficile à réaliser du fait d'un manque de données ou d'un manque de compréhension en ce qui concerne leur signification (BONNARD, 2004).

Pour permettre une modélisation de la concentration dans l'air intérieur : la définition de plusieurs paramètres pose ce type de problème :

- Pour ce qui est de l'épaisseur de la couche de sol racinaire permettant le calcul de son volume et influençant directement le taux de transfert vers la zone insaturée par infiltration et le taux de transfert vers la couche de sol inférieure : le paramètre est une valeur par défaut défini à 0,887 m dans CalTOX 2.3 et à une valeur d'environ 0,8 m dans CalTOX 4.0 suivant l'état américain considéré. Cette épaisseur relativement importante par rapport à ce qui est globalement observé correspond à une moyenne des profondeurs d'affleurement de la roche mère et du sol aggloméré par l'épaisseur du sol superficiel. L'INERIS (BONNARD, 2007) conseille donc l'application d'une valeur de 0,3 m. Cependant ceci engendre un message d'erreur car l'épaisseur de la couche de sol racinaire doit être supérieure à 1,4 fois la hauteur de diffusion définie à partir de la bioturbation (paramètre dépendant du sol) de façon à s'assurer que les pertes par érosion et lixiviation sont cohérentes avec la quantité de polluant présente dans la couche de sol. Il est à noter que ce message d'erreur n'empêche aucunement les calculs.

- Pour le ratio entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans les gaz du sol. Il semble important de souligner que dans l'étude réalisée par l'US EPA, les facteurs d'atténuation correspondant au rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans les gaz du sol immédiatement sous les fondations (c'est-à-dire dans la couche de sol racinaire) présentent une médiane à 0,005. Pour ce qui est du facteur d'atténuation entre les gaz du sol (prélevés à des profondeurs variables supérieures au mètre) et l'air intérieur, la valeur de la médiane est 0,01 (USEPA, 2008). CalTOX propose une valeur par défaut à 0,0001. Des facteurs de 50 et de 100 entre les observations de l'US EPA et les suggestions faites dans CalTOX sont ainsi observés. Ces facteurs influencent directement la concentration finale dans l'air intérieur du fait de la formule employée (équation 47). Fixer une valeur par défaut pour ce coefficient permet aux concepteurs d'éviter

d'employer des formules complexes comme celles proposées par J&E ou VOLASOIL et représentant les phénomènes de diffusion et de convection mis en jeu lors du transfert de polluant depuis le sol vers l'air intérieur. Cependant, selon l'INERIS, la définition de ce paramètre est difficile car elle nécessite une bonne connaissance des propriétés du sol, du bâtiment et des fondations et donc une certaine expérience (BONNARD, 2004). L'utilisateur peut ainsi se voir contraint d'utiliser un modèle de calcul spécifique (tel que J&E) afin de définir une valeur pour ce paramètre (BONNARD, 2007).

La difficulté d'utilisation de CalTOX est accrue par le fait que la documentation n'a pas évolué avec les versions du logiciel (BONNARD, 2006), les équations fournies dans la documentation de 1993 ne sont pas nécessairement celles employées dans la feuille de calculs de la version 4.0.

En conclusion, le logiciel de calcul CalTOX semble très intéressant pour les évaluations de risques sanitaires complètes du fait du nombre important de voies d'exposition modélisées. Cependant, dans le cadre spécifique de l'évaluation des concentrations dans l'air intérieur à partir d'une contamination dans les sols, il semble moins adapté que les modèles décrits précédemment. En effet, même s'il modélise des phénomènes non considérés par les trois autres modèles, ceux-ci restent difficilement paramétrables et interprétables. De plus, des phénomènes plus importants pour le transfert des polluants vers l'air intérieur comme la convection ne sont pris en compte qu'implicitement par l'intermédiaire d'un coefficient. Pour finir, il est à noter qu'aucune étude sur la validation ou la comparaison des résultats du module dédié à l'air ambiant avec des mesures n'est disponible.

2. RISC WorkBench

a) Présentation rapide de Risc WorkBench et de son module dédié à l'air intérieur

RISC Workbench (RW) est un logiciel commercial développé par British Petroleum (BP) dont la première version date de 1994 et est basée sur la méthode RBCA (Risk Based Corrective Action). Il s'intéresse à 14 voies d'exposition (Ingestion de sol, contact cutané avec le sol, ingestion d'eau souterraine, contact cutané avec l'eau lors d'une douche, inhalation de vapeur d'eau lors d'une douche, inhalation d'air extérieur, inhalation d'air intérieur, ingestion d'eau de surface, contact cutané avec l'eau de surface, ingestion de légumes contaminés par le sol, ingestion de légumes contaminés par les eaux souterraines, ingestion d'eau servant à l'arrosage, contact cutané avec l'eau d'arrosage et inhalation de vapeur d'eau d'arrosage). Le logiciel présente une interface simple d'utilisation permettant, en 6 étapes, de définir l'ensemble des caractéristiques du site et du scénario considéré. L'interface permet de renseigner simplement un des deux fichiers Excel sur lesquels s'appuie le logiciel (WALDEN, 2001).

Le premier comporte des données sur les bruits de fond pour 124 substances dans les eaux issues de l'AWQC (Ambient Water Quality Criteria de l'US EPA), de l'UKEQS (United Kingdom Environmental Quality Standards) et de l'ANZECC (Australia and New Zealand Environment and Conservation Council). Parmi ces substances, les PCB et les pesticides ont été considérés.

Le second fichier comporte, quant à lui, l'ensemble des paramètres d'entrée liés aux cibles, à la zone insaturée, aux eaux souterraines ainsi que les paramètres propres aux différents modules définis à l'aide de l'interface. Il comporte un onglet récapitulatif de l'ensemble des données physico-chimiques utilisées dans la modélisation et un onglet permettant d'effectuer l'ensemble des calculs.

Le fichier de calcul n'est pas protégé et offre la possibilité d'avoir accès aux équations utilisées définissant les facteurs de base tels que les coefficients de diffusion ou de volatilisation.

Parmi ses possibilités de calcul, RW permet de réaliser le calcul inverse ainsi qu'une simulation de type Monte Carlo pour définir la distribution de la pollution. Il offre une approche multi substances grâce à la conception de sa feuille de calculs Excel.

Pour le module dédié à l'air ambiant, la concentration dans l'air du sol (à défaut dans celle du sol) ou la concentration dans les eaux souterraines peut être choisie en tant que terme source.

- Pour la modélisation de la concentration dans l'air intérieur à partir d'une source présente dans le sol, RW utilise le modèle de Johnson et Ettinger complété si nécessaire par le modèle de Green-Ampt pour modéliser la biodégradation dans la zone insaturée.

- Dans le cadre de la modélisation à partir d'une contamination des eaux souterraines, RW considère uniquement la diffusion en utilisant la loi de Fick considérant que le facteur limitant dans le transfert de vapeurs depuis les eaux souterraines vers l'air intérieur correspond à la diffusion dans la zone capillaire (WALDEN, 2001). Il modélise donc la diffusion au travers des différentes couches du sol puis un flux de polluant (comme HESP) entrant dans l'air intérieur. Ainsi, le coefficient de diffusion effectif est calculé en considérant les différentes couches (zone capillaire, zone insaturée, lentille d'eau si nécessaire et fondations) (les formules sont proposées en annexe 7). Adoptant la même théorie que Johnson et Ettinger (sans considérer la convection), il est supposé que le transfert de vapeurs au travers des fondations se fait par l'intermédiaire de fissures remplies d'un matériau ayant les mêmes propriétés que la couche de sol en contact avec la dalle de béton. Le flux massique de polluant est calculé en multipliant le flux massique surfacique (obtenu par la loi de Fick) par la surface des fondations, ce qui permet de déduire la concentration dans l'air intérieur en divisant par le taux de ventilation. L'approche est donc semblable à celle d'HESP.

Enfin, le module peut être complété par le modèle Domenico pour la biodégradation dans la zone saturée et par le modèle Green-Ampt cité précédemment pour la zone insaturée. Dans chacun de ces deux modules, il est possible de définir une faible ou une forte biodégradation.

b) Principales limites du module

D'après l'analyse du fichier Excel, bien que le fichier permette d'avoir accès aux équations utilisées pour calculer les différents facteurs, RISC WorkBench ne propose pas l'accès aux calculs intermédiaires comme la concentration dans l'air ambiant. Les risques (QD et ERI) ainsi que les concentrations maximales dans les sols et dans les eaux souterraines sont directement calculés. Le fichier Excel en tant que tel est donc difficile d'utilisation sans interface. De plus, via ce fichier, il n'est pas possible de connaître les équations utilisées. Seule la documentation permet de savoir comment fonctionne le modèle. Du fait de ce manque d'informations, l'étude des incertitudes est difficile à réaliser et, en pratique, le logiciel est plutôt utilisé en tant que « boîte noire » car seule l'interface est simple d'utilisation.

De plus, au même titre qu'HESP, RISC WorkBench (pour une contamination des eaux souterraines) ne considère pas le transfert par convection qui constitue le mécanisme principale de transfert de vapeurs au niveau des fondations. Pour finir, RW n'est théoriquement applicable que dans le cas d'une habitation de type plein sol.

Enfin, dans un but de synthèse, les matrices représentant les différents transferts pris en compte par les cinq modèles cités précédemment sont en annexe 8.

3. UMS en Allemagne

a) Présentation rapide du modèle UMS et de son module dédié à l'air intérieur (RIKKEN et al., 2001)

Le modèle UMS (Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch alltagsbedingte Schadstoffe) a été développé dans le but de réaliser une analyse détaillée des sites contaminés. Il permet, à partir d'une base de données comprenant les propriétés physico-chimiques des polluants, leurs données toxicologiques ainsi que les budgets espaces temps des populations concernées, d'évaluer l'exposition humaine et les risques sanitaires.

Le module dédié à l'air ambiant comprend les voies d'exposition « inhalation de poussières » et « inhalation de vapeurs issues du sol ».

Pour déterminer la concentration dans l'air intérieur, le modèle utilise la concentration dans l'air du sol comme paramètre d'entrée. A défaut de donnée, cette concentration dans les gaz du sol est déterminée à partir de la concentration dans les sols via le coefficient de répartition sol-air. Il est considéré comme hypothèse que la concentration dans l'air intérieur est directement liée à la concentration dans l'air du sol situé directement sous le bâtiment. Ainsi, le modèle ne prend pas en compte le transfert de l'air extérieur vers l'air intérieur.

Le transfert de polluants de la source (sol ou air du sol) vers l'air intérieur est divisé en deux types, dans un premier temps celui ayant lieu dans le sol vers les fondations et dans un second temps celui au sein des fondations via les pores et les fissures. Au même titre que CalTOX, UMS utilise un coefficient censé représenter le rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans l'air du sol sous le bâtiment. Ce facteur est fixé à 0,01 (au lieu de 0,0001 pour CalTOX). Par ailleurs, cette valeur correspond à la médiane des valeurs observées par l'US EPA (2008). La concentration dans l'air intérieur est donc égale à un centième de la concentration dans l'air du sol et ceci dans tous les cas puisque ce paramètre est figé.

b) Principales limites du module (RIKKEN et al., 2001)

Etant donné que le paramètre représentant le ratio des concentrations dans l'air intérieur et dans le sol est figé par défaut à une valeur correspondant à la médiane des valeurs observés : le modèle prédit, en théorie et au regard des observations de l'US EPA, dans 50% des cas, une concentration inférieure à la concentration réelle. Cependant, les auteurs de l'étude RIKKEN et al. affirment (en s'appuyant sur une étude non référencée) que le modèle UMS prédit parfois des concentrations plausibles mais que dans la majorité des cas, ces concentrations sont surréalistes.

Comme autre paramètre figé, on retrouve les caractéristiques du sol. En effet, il n'est possible de choisir que trois types de sols (sable, limon ou argile), autrement dit trois perméabilités intrinsèques (minimum, moyenne et maximum)³. Au niveau des voies de transfert prises en compte, le module ne permet pas de définir les eaux souterraines comme terme source.

L'utilisation des concentrations dans l'air du sol immédiatement sous les bâtiments permet de ne pas se préoccuper des phénomènes de diffusion à partir des couches plus profondes. Par ailleurs, il est difficile d'obtenir ce type de données dans le cadre d'un projet futur dans la mesure où des couches de remblais seront mises en place sous les fondations.

4. CLEA en Grande Bretagne

a) Présentation rapide du modèle CLEA et de son module dédié à l'air intérieur (RIKKEN et al., 2001)

Le modèle CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment) est un modèle multi expositions probabiliste (Monte Carlo) développé spécifiquement pour déterminer des valeurs guides de concentrations dans les sols dans le but de protéger la santé humaine. Cependant, il est aussi possible de l'utiliser dans le cadre d'évaluation de risques sanitaires. Il se présente sous la forme d'un fichier Excel téléchargeable sur le site de l'agence environnementale de Grande Bretagne. La version actuellement disponible est la version 1.06.

Il permet de prendre en compte treize voies d'exposition que sont l'ingestion de sol, de poussières, de légumes contaminées, le contact avec les poussières contaminées, l'inhalation de poussières

³ A titre de comparaison, le modèle J&E offre la possibilité de choisir parmi 12 types de sol en fonction de la classification en vigueur aux Etats-Unis. La perméabilité intrinsèque correspondante est ensuite calculée via la conductivité hydraulique. Le modèle VOLASOIL, quant à lui, distingue 6 perméabilités différentes.

contaminées (intérieur et extérieur), l'inhalation de vapeurs (intérieur et extérieur), l'ingestion d'eau contaminée et son contact cutané et l'inhalation de vapeurs lors de l'utilisation d'eau contaminée.

CLEA est relativement complexe. En effet, la concentration dans les sols est définie comme dépendante du temps. Pour cela, neuf phénomènes sont pris en considération (dégradation, dispersion, photolyse, réactions chimiques, volatilisation, biodégradation, écoulement, érosion, infiltration et récoltes céréalières). Parmi eux, seuls les deux premiers sont pris en compte dans tous les cas. Les sept autres peuvent être désactivés pour adapter la modélisation aux caractéristiques du site. Etant donné les phénomènes pris en compte, la concentration en polluant est une fonction du temps et il en est de même pour l'exposition humaine.

Concernant le module dédié à l'air intérieur, il prend en compte les habitations plein sol ou présentant un vide sanitaire. La modélisation se fait à partir de quatre phénomènes que sont la répartition entre la phase solide et la phase vapeur, la diffusion moléculaire (dans le sol, du vide sanitaire vers l'air intérieur et celle au travers des murs et du plancher intermédiaire), la ventilation et le flux de succion au travers des fondations dus à une différence de pression entre le sol et l'air ambiant. Dans le cas d'un vide sanitaire ou d'un sous sol, le modèle CLEA utilise une modélisation de la contribution de l'air du vide sanitaire/sous-sol vers l'air intérieur semblable à celle de VOLASOIL.

b) Principales limites du module

Au même titre qu'UMS et CalTOX, CLEA ne prend pas en compte la volatilisation vers l'air intérieur à partir d'une source présente dans les eaux souterraines. Par ailleurs, CLEA a été conçu initialement pour la définition de valeurs guides pour les sols contaminés et comprend ainsi des hypothèses protectrices. De ce fait, il n'est pas très adapté à l'évaluation des risques sanitaires (FRYER et al., 2004).

En analysant le fichier Excel, il est constaté que bien qu'il soit possible de la compléter, la base de données des substances reste limitée même dans la dernière version du modèle. En effet, elle ne comprend que 43 substances dont la majorité sont des PCB et des dérivés de dioxines (HxCDD, PeCDF). Pour les substances chimiques volatiles le plus souvent rencontrées dans les évaluations de risques sanitaires, seules les composés BTEX sont présents ce qui limite grandement les possibilités du modèle.

Il semble important aussi de souligner que l'usage commercial de ce logiciel n'est pas convenu dans la licence de même que la récupération et l'adaptation des codes de calculs (UK Environmental Agency, 2009). En d'autres termes, les équations utilisées ne sont pas accessibles et le modèle est donc utilisé en tant que « boîte noire », ce qui ne permet pas d'avoir un regard critique sur les résultats ou de mener une étude des incertitudes pertinente.

Les autres modèles existants ont été synthétisés en annexe 9.

5. Conclusion

Il existe ainsi de nombreux modèles dont la majorité n'est pas dédiée au cas particulier de la modélisation des concentrations de polluants dans l'air intérieur à partir d'une source présente dans le sol ou les eaux souterraines. Les approches adoptées pour modéliser ce phénomène complexe sont diverses. En conséquence, les résultats en termes de concentrations sont susceptibles de varier d'un modèle à l'autre avec des conséquences sur les plans de leur interprétation, de la gestion des sites et sols pollués et de la santé humaine. De plus, le choix d'un modèle pour l'air intérieur préférentiellement à un autre est rendu extrêmement difficile par le manque de validation expérimentale.

La suite de ce mémoire et en particulier l'étude de comparaison en partie V se focalisera sur les modèles HESP, Johnson et Ettinger, VOLASOIL et CalTOX. Il s'agit des trois modèles les plus utilisés pour la modélisation des concentrations dans l'air intérieur et du modèle multi expositions le plus courant. RW sera aussi étudié du fait de son utilisation dans l'outil d'HPC.

III. Présentation de l'outil de modélisation d'HPC Envirotec

Dans le but de mener à bien ses évaluations de risques sanitaires liées aux sites et sols pollués, le bureau d'études HPC Envirotec a développé son propre outil de modélisation en s'appuyant sur des modèles déjà existants.

A. Description de l'outil initial de modélisation d'HPC et premières propositions quant aux optimisations possibles

1. Description générale

L'outil élaboré par HPC pour les modélisations dans le cadre des évaluations de risques sanitaires se décompose en quatre fichiers Excel distincts et reliés entre eux par des liaisons inter classeurs. Le premier d'entre eux constitue une base de données sur 90 substances fréquemment rencontrées dans le domaine des sites et sols pollués. Il comporte pour chacune une sélection de valeurs toxicologiques de référence (VTR) issues d'une autre base de données également sous format Excel et régulièrement mise à jour (par HPC). Ces VTR concernent principalement les voies d'exposition inhalation et ingestion pour les risques à seuil et sans seuil. Outre ces VTR, la base de données mentionne la plupart des caractéristiques physico-chimiques des substances nécessaires à la modélisation et en particulier la constante de Henry, les coefficients de diffusion dans l'air pur et l'eau pure et le coefficient de répartition carbone organique-eau. Ce fichier permet également la définition des paramètres d'entrée que constituent les concentrations dans les milieux sources.

Ainsi pour ce qui est de l'air intérieur, il est possible de définir la concentration dans les sols (concentration par unité massique de sol), la concentration dans l'air du sol ou la concentration dans les eaux souterraines. Le calcul inverse n'est pas réalisé directement. Cependant, la détermination de la concentration maximale admissible (CMA) dans les sols ou les eaux souterraines (pour chaque substance) peut être estimée par itérations. En effet, le risque sanitaire (ERI et/ou QD) calculé à partir de la concentration modélisée est visible dans les cellules situées en dessous de celles où sont définies les concentrations. Pour déterminer les CMA, il suffit de modifier la concentration en entrée jusqu'à atteindre l'objectif de risque fixé (ERI ou QD). Ce point peut donc faire l'objet d'une optimisation permettant de réaliser le calcul inverse directement à partir de l'ERI ou du QD fixé (comme dans CalTOX). D'un point de vue temporel, cela permettra de gagner du temps sur les EQRS dans lesquelles de nombreuses substances sont prises en compte et pour lesquelles la détermination des CMA se fait substance par substance.

Compte tenu de la complexité du problème que constitue la modélisation du transfert de polluant au travers du sol, de nombreux paramètres sont à prendre en compte. Ils sont répartis en plusieurs catégories :

- ceux liés à la substance considérée (défini dans le fichier substances décrit précédemment)
- ceux liés au bâtiment
- ceux liés aux milieux sources (sols/eaux souterraines)

A ces paramètres s'ajoutent ceux en lien avec l'exposition (budget espace temps) et la cible (poids, volume respiratoire) et permettant la quantification du risque. Le second fichier comporte ainsi l'ensemble de ces paramètres pour lesquels est mentionnée une référence bibliographique le plus souvent issue de la documentation fournie pour les modèles utilisés. Pour quelques paramètres, une plage de valeurs possibles est précisée pour l'étude des incertitudes. Pour ce qui est d'une optimisation potentielle de ce fichier, celle-ci concernera l'étude des incertitudes qui est réalisée manuellement.

Ainsi, il serait intéressant de définir les distributions possibles pour chaque paramètre par l'intermédiaire d'une recherche bibliographique.

Le troisième fichier « cal.xls » comporte les différents modules de calculs des concentrations pour l'ensemble des voies d'exposition. Il exploite les modules issus de plusieurs modèles tels que décrits ci-dessous :

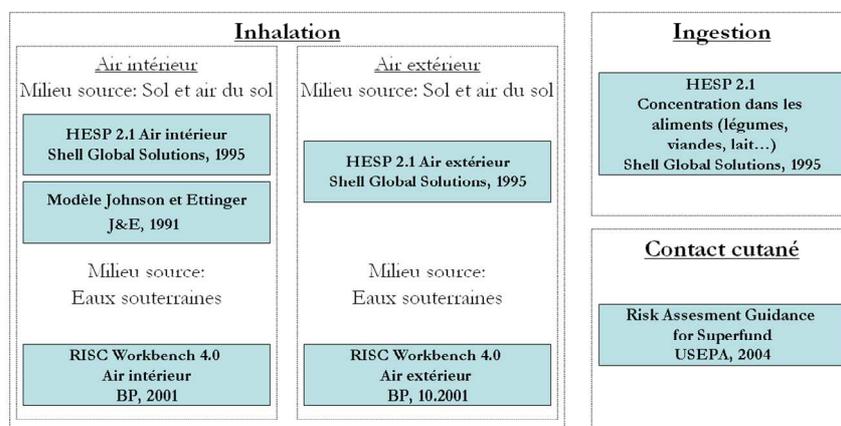


Figure 1 : Schéma conceptuel de l'outil de modélisation initial réalisé par HPC Envirotec

En ce qui concerne les améliorations possibles de ce fichier, la prise en compte des paramètres sous un même nom ainsi qu'une accessibilité plus simple aux équations serait un plus.

Enfin le dernier fichier présente les résultats de calculs de risques pour les effets à seuil et sans seuil. La principale difficulté au sein de ce fichier est d'adapter les grilles de calculs de telle sorte qu'elles puissent être incorporées dans le rapport d'étude. Cette étape nécessite quelques manipulations sous Excel de façon à pouvoir additionner les risques cancérigènes et les risques non cancérigènes (par organe cible). De plus, il est nécessaire de connaître pour chaque substance (via la base de données des valeurs toxicologiques) les organes cibles pour les effets non cancérigènes (système neurologique, hépatique, circulatoire, rénal...).

Le résultat de cette étape se présente sous la forme du tableau suivant :

Tableau 1 : Format de la présentation des risques sanitaires telle que proposée par l'outil de modélisation d'HPC Envirotec

	CIBLES :	ADULTES		ENFANTS		AD + EN
		risques non cancérigènes	risques cancérigènes	risques non cancérigènes	risques cancérigènes	
1	Benzène	3,70E+00	8,46E-05	5,36E+00	2,57E-04	3,42E-04
2	Toluène	3,03E-03	0,00E+00	4,81E-03	0,00E+00	0,00E+00
3	Xylènes totaux	2,03E-02	0,00E+00	2,18E-02	0,00E+00	0,00E+00
4	Ethylbenzène	6,13E-03	3,92E-0	1,37E-02	2,15E-06	6,07E-06
	Somme des risques cancérigènes	(lim : 1,00E-05)	8,86E-05		2,60E-04	3,48E-04
	Somme des risques non cancérigènes	lim : 1,00)				
	Système neurologique (1+2+3)	3,72E+00		5,39E+00		
	Système hépatique (2+3+4)	2,95E-02		4,03E-02		
	Système rénal (2+4)	1,16E-03		1,85E-02		
	Système circulatoire (1)	3,70E+00		5,36E+00		
	Système immunitaire (1)	3,70E+00		5,36E+00		
	Système respiratoire (3)	2,03E-02		2,18E-02		
	Développement fœtal (2+3+4)	2,95E-02		4,03E-02		

Ce tableau est ensuite incorporé dans le dossier et synthétise substance par substance les risques cancérigènes et non cancérigènes. Par ailleurs, c'est sur ces résultats que s'appuie la définition des CMA.

Cette étape nécessite, pour chaque substance, de vérifier sur la base de données quel est l'organe cible de façon à additionner les risques pour chacune d'entre elle. Une macro permettrait de systématiser la sommation par organe cible en éliminant les risques d'erreurs.

2. Description du module air ambiant

Dans le cadre de la modélisation des concentrations de polluants dans l'air intérieur, trois modules sont utilisés dans l'outil tels que décrits dans la figure 3. Suivant le type de concentration disponible en entrée, il est possible d'employer le module de RISC WorkBench lorsqu'il s'agit de concentration dans les eaux souterraines. Lorsque seules des concentrations dans les sols ou dans les gaz du sol sont disponibles, l'outil permet de sélectionner au choix le module d'HESP ou celui de Johnson et Ettinger. Dans tous les cas, il est possible de comparer les concentrations modélisées par chacun de ces modules de façon à vérifier si celles-ci sont cohérentes.

Il est à noter que lorsque les concentrations dans les gaz du sol sont disponibles, elles sont employées préférentiellement aux autres types de concentrations. En effet, il est considéré que les substances présentes dans l'air du sol proviennent à la fois de la pollution du sol et du dégazage des eaux souterraines. Ceci permet d'éviter la modélisation du phénomène d'adsorption et l'emploi de formules introduisant des paramètres dont les valeurs sont des moyennes réalisées à partir de données mesurées sur site ou à défaut celles fournies dans la littérature (fraction de carbone organique, teneurs en air et en eau en particulier). Dans le cas contraire, c'est à dire lorsque les concentrations disponibles sont celles par unité massique de sol et celles des eaux souterraines, il est d'usage de sommer les concentrations modélisées par RISC WorkBench (dégazage des eaux souterraines) et par J&E ou HESP (pollution du sol).

Au niveau des équations employées, les modules sont codés de la façon suivante :

- Le module HESP emploie les équations décrites dans l'annexe 3.
- Le module RISC Workbench considère simplement la modélisation de la diffusion. Les modèles Domenico et Green-Ampt (biodegradation) n'ont pas été recodés dans l'outil.
- Pour ce qui est du module Johnson et Ettinger, celui-ci est construit autour de l'hypothèse de source finie en fixant une épaisseur de pollution et emploie les équations de l'annexe 2 pour le cas plein sol.

Une adaptation a été réalisée pour le cas d'un sous-sol. La concentration dans cet espace est alors prise égale à la concentration qui existerait dans le cas plein sol. Celle-ci est multipliée par le coefficient α (source finie). Il semble important de souligner le fait que cette adaptation considère deux fois le coefficient d'atténuation α (entre l'air du sol et l'air du sous-sol puis entre l'air du sous-sol et l'air intérieur) et ne correspond pas à la proposition de la dernière documentation de l'US EPA (postérieure à la conception de l'outil). Ceci a donc tendance à sous-estimer les concentrations dans les espaces de vie.

Pour finir, l'onglet principal permet, dans le cadre de la problématique air intérieur, de synthétiser les concentrations modélisées et de calculer les concentrations moyennes inhalées à partir du budget espace temps (défini dans le fichier « paramètres »). Cette concentration moyenne inhalée tiens compte de la concentration modélisée dans l'air intérieur et de celle modélisée dans l'air extérieur.

$$C_{inh} = (C_{int} \cdot f_{int} + C_{ext} \cdot f_{ext}) \cdot \frac{J_{exp}}{365}$$

Avec :

- C_{int} et C_{ext} : respectivement les concentrations modélisées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur
- f_{int} et f_{ext} : respectivement les fractions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur
- J_{exp} : le nombre de jours d'exposition par an

Ces concentrations moyennes inhalées sont ensuite utilisées dans le fichier « résultats » pour le calcul de l'ERI et du QD substance par substance suivant les formules décrites dans la partie I.C.5.

B. Intérêt pour HPC de développer son propre outil de modélisation pour l'air intérieur

1. Objectif de compréhension et de transparence

L'intérêt de recoder sous Excel les équations des modèles existants pour le transfert de polluants d'une source sol ou des eaux souterraines vers l'air intérieur est avant tout de comprendre les phénomènes mis en jeu et d'éviter d'utiliser un modèle en tant que « boîte noire » sans être en mesure de pouvoir interpréter les résultats. C'est pourquoi l'INERIS recommande aux personnes susceptibles de réaliser ce type de modélisations de recoder son propre outil dans le but de mieux comprendre sa logique, les situations dans lesquelles il est applicable ainsi que sa sensibilité à certains paramètres (HULOT et al., 2010).

Outre le temps nécessaire à la réalisation de l'outil, cela permet de réaliser un gain de temps considérable sur la prise en main d'un modèle quelconque plus ou moins accessible. On prendra à titre d'exemple les logiciels complexes tels que RISC WorkBench qui semble à première vue simple d'utilisation dès lors qu'il s'agit d'entrer les quelques paramètres classiques liés au sol ou au budget espace temps, mais qui s'avère nettement plus compliqué lorsqu'on s'intéresse du plus près aux équations considérées, qui sont difficiles à paramétrer directement et inaccessibles dans le fichier Excel.

De plus, devant la complexité des phénomènes intervenant dans le transfert de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur, il s'avère que certains modèles ne sont pas applicables pour un certain type de fondations, ne prennent pas en compte certains phénomènes ou encore un type de pollution (sol, air du sol ou eaux souterraines). La partie II dans laquelle sont décrites les limites majeures des modèles étudiés dans ce mémoire illustre parfaitement ce propos. Une utilisation inadaptée aboutit nécessairement à une sous/surestimation de la concentration modélisée avec les conséquences que cela peut avoir en termes de santé humaine.

Par ailleurs, devant le nombre important de modèles et leur complexité dans la définition de tous les paramètres d'entrée, les évaluations de risques sanitaires peuvent être soumises à de nombreuses incertitudes dues à un manque de compréhension de la base scientifique et/ou des hypothèses adoptées (FRANZIUS et al, 1998). A ce titre, l'utilisation d'un modèle complexe et/ou non maîtrisé est inadaptée (INERIS et al., 2006) pour ce type de situation et aboutira à des conclusions difficilement justifiables.

En conclusion, la réécriture d'un modèle permet d'avoir accès à un outil maîtrisé par l'évaluateur de risque qui limitera ainsi les incertitudes et dont les résultats seront interprétables et justifiables par la base scientifique sur laquelle est construit le modèle utilisé.

2. Intérêt de compiler les modèles sur un même fichier

L'intérêt pour HPC d'employer plusieurs modules issus de différents modèles est aussi de pouvoir sélectionner directement le modèle en théorie le plus approprié en fonction du site considéré dans l'étude. Par exemple, le modèle Johnson et Ettinger n'a pas été conçu initialement pour le cas d'un vide sanitaire et n'est pas utilisable sans adaptation préalable. De plus, la conception d'un tel outil permet d'appliquer aux différents modèles les mêmes paramètres d'entrée sans avoir à re-paramétrer à chaque fois un modèle différent. Il est aussi plus aisé de mettre en évidence les écarts entre les concentrations modélisées par chaque module lorsque ceux-ci utilisent la même concentration en entrée.

Lorsque plusieurs concentrations sont disponibles : par exemple la concentration dans les sols et dans les eaux souterraines : il est possible de faire « tourner » simultanément les modèles prenant en compte la pollution du sol et ceux dédiés à la pollution des eaux souterraines et de cumuler les concentrations modélisées (la pollution de l'air intérieur provenant des vapeurs contenues dans les sols elles mêmes dues au dégazage des eaux souterraines et à la répartition sol-air du sol).

La compilation de différents modules sous un même fichier permet aussi, par l'intermédiaire des différentes documentations, d'acquérir un certain nombre de connaissances sur les phénomènes mis en jeu et sur les équations permettant de les modéliser. Cela permet, lorsqu'un modèle n'est, en théorie, pas applicable de réaliser une adaptation en suivant la théorie d'un autre modèle. Ceci peut cependant être une source d'incertitudes supplémentaire.

C. Analyse et modifications des modules dédiés à l'air ambiant

1. Démarche

Afin d'être à même de mener une étude de comparaison entre les modules et de proposer des optimisations pour l'outil d'HPC, le point de départ consistait à prendre en main cet outil. La première approche a été d'effectuer une réunion avec la personne l'ayant conçu et la plus apte à le décrire sous ses différents aspects. Ceci a permis de comprendre la logique du modèle pour sa partie air ambiant et surtout son articulation autour des quatre fichiers qui le composent.

Dans un second temps, il était important de comprendre le fonctionnement de chacun des modules indépendamment les uns des autres. Ceci a été réalisé en comparant les équations de la feuille de calculs Excel avec les différents éléments que sont :

- Pour HESP : le guide d'utilisateur intitulé « The concepts of HESP, Reference Manual, Human Exposure to Soil Pollutants » (W. Veerkamp et W. Ten Berge, SHELL Internationale PETROLEUM, 1995). Cependant ce guide d'utilisateur ne présente que les différentes équations utilisées sans réelle explication. La fiche technique réalisée par l'INERIS sur le modèle HESP permet de mieux comprendre son fonctionnement et sa théorie.
- Pour le modèle Johnson & Ettinger, l'US EPA met à disposition des utilisateurs potentiels les feuilles de calculs Excel ainsi que la documentation correspondante intitulée « User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings » (USEPA, 2004). Cette dernière est très complète, décrit précisément les équations ainsi que leur sens et comprend les justifications quant aux valeurs par défaut des paramètres.
- En ce qui concerne le dernier module utilisé dans le cas d'une contamination des eaux souterraines c'est-à-dire RISC WorkBench, le guide d'utilisateur « RISC WorkBench User's Manual, Human Health Risk assessment Software for Contaminated Sites » (British Petroleum, 2001) était à ma disposition.

L'ensemble des éléments ainsi mentionnés ont permis l'analyse de l'outil de modélisation, la compréhension des hypothèses et des phénomènes pris en compte pour chaque module ainsi que les limites apparentes.

Quelques modifications ont suivi l'analyse de la documentation disponible en particulier pour le module Johnson et Ettinger car la documentation ayant servi pour l'outil de modélisation correspondait à la publication de Johnson et Ettinger de 1991. Le guide d'utilisateur fourni par l'US EPA apportait un autre regard sur les équations. De plus de nouvelles formules étaient proposées afin de remplacer certains paramètres fixes.

2. Incorporation de nouveaux modules

Avant tout, il semblait intéressant d'incorporer de nouveaux modules au sein de l'outil d'HPC de façon à pouvoir les inclure facilement dans l'étude de comparaison ultérieure.

Ainsi, la partie correspondant au module Johnson et Ettinger a été scindée en trois onglets. Les deux premiers correspondent aux hypothèses de source finie et de source infinie, le troisième prend en compte les eaux souterraines et modélise les phénomènes ayant lieu dans la zone capillaire. L'utilisation des différentes feuilles de calculs Excel fournies par l'US EPA a permis de vérifier les concentrations modélisées. De même, le module VOLASOIL a été codé sur un onglet spécifique. Il comprend les 8 scénarii possibles (dont seuls 2 sont généralement utilisés) et a été vérifié par l'intermédiaire de l'étude de cas proposé dans la documentation Waitz et al. (1996).

Pour la modélisation des concentrations dans l'air intérieur, l'outil d'HPC comprend donc les modules issus des trois principaux modèles que sont HESP, J&E et VOLASOIL. L'utilisateur a alors le choix entre plusieurs supports de calculs en fonction du milieu source. Le nouveau schéma conceptuel pour l'air intérieur est le suivant :

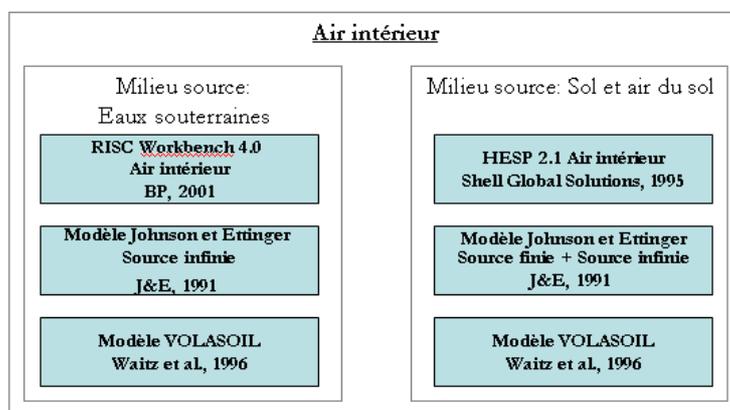


Figure 2 : Schéma conceptuel de l'outil d'HPC Envirotec pour l'air intérieur après modifications et ajout des différents modules

3. Uniformisation des modules

Tels que décrits dans les documentations relatives, les différents modules utilisent des notations différentes pour chacun des paramètres utilisés. Le codage sous Excel nécessite d'utiliser ces notations afin de pouvoir vérifier rapidement les équations. Cependant dans un but de cohérence et considérant le fait que de nombreux paramètres ayant la même signification sont utilisés dans les modules, des liaisons inter-classeurs ont permis une uniformisation de ces paramètres.

Par ailleurs, l'outil est destiné à être utilisé régulièrement dans le cadre des évaluations de risques sanitaires et doit pouvoir être compris et interprété dans son utilisation. Ainsi, pour faciliter la prise en main des différents modules et leur compréhension, ces derniers ont été harmonisés. Ainsi, ils sont tous construits sous la même forme et comprennent une partie mentionnant l'ensemble des paramètres utilisés, une autre avec les calculs intermédiaires et une dernière avec les concentrations modélisées.

Les équations ont toutes été recodées en utilisant un nom de variable plutôt qu'un numéro de cellule. L'accès à ces équations ainsi qu'aux calculs intermédiaires assure alors la transparence et facilite l'interprétation des résultats.

Enfin, la page de garde permet de compiler les résultats et de choisir la modélisation retenue.

D. Etude de sensibilité

Une étude de sensibilité permet de mettre en évidence les paramètres ayant le plus d'influence sur la concentration modélisée. Il est à noter que, telle que réalisée ici, elle ne permet pas d'analyser la sensibilité d'un paramètre par rapport à son amplitude possible de variation. Cependant, ceci est rendu possible en croisant les résultats avec ceux de l'étude des incertitudes réalisée dans la partie VI.5.

1. Démarche

La réalisation d'une analyse de sensibilité, par l'intermédiaire du logiciel @Risk, permet d'analyser uniquement 20 paramètres en entrée alors que l'outil de modélisation est susceptible d'en employer une cinquantaine dans le cadre de l'air ambiant intérieur. De plus, le fait que l'outil de modélisation réalisé par HPC soit construit autour de quatre fichiers Excel différents reliés par des liaisons nécessite une adaptation car le logiciel @Risk ne permet pas d'observer une sortie sur un fichier en modifiant des données d'entrée sur un autre.

L'analyse de sensibilité est alors réalisée au moyen d'une macro simple en calculant le pourcentage de variation d'une donnée de sortie rapporté au pourcentage de variation d'un paramètre (+10%). Ce rapport permet de définir un score de sensibilité pour comparer l'influence des différents paramètres.

Pour les modèles calculant une concentration dans l'air intérieur à partir d'une concentration dans les sols (cas d'HESP, J&E et VOLASOIL), la concentration d'entrée est fixée à 1 mg/kg de sol quelle que soit la substance. Cela permet de faire intervenir la formule calculant la concentration dans l'air du sol à partir de la concentration dans les sols et donc d'inclure le maximum de paramètres dans l'analyse. Pour les modèles nécessitant une concentration dans les eaux souterraines en tant que donnée d'entrée (RISC WorkBench, J&E eaux souterraines et VOLASOIL eaux souterraines), celle-ci est fixée à 1 mg/L.

Etant donné que la sensibilité est susceptible de varier en fonction du type de fondations considéré du fait de paramètres pris en compte ou non, l'analyse est effectuée pour l'ensemble des cas de figure pour lesquels les modules sont, en théorie, adaptés.

2. Analyse des résultats

Les résultats de l'analyse se trouvent en annexe 10.

a) HESP (annexes 10.1 et 10.2)

Pour le modèle HESP, la sensibilité importante de la teneur air et du coefficient de diffusion dans l'air s'explique par le fait que le transfert de polluant se fait uniquement par diffusion. On remarque que dans le cas d'un sous-sol, la teneur en air dans le béton s'avère être un paramètre beaucoup plus sensible que la teneur en air du sol. Or celle-ci constitue le facteur limitant pour la diffusion d'un polluant dans un milieu poreux (HULOT et al., 2003a). On peut donc en déduire que dans le cas d'une dalle de béton, la teneur en air de cette dernière constituera une barrière à l'entrée de vapeur (suivant la théorie d'HESP). Par conséquent, ceci influence aussi la sensibilité du paramètre distance source-fondations L_d qui devient moins sensible dans le cas d'un sous-sol (le facteur limitant étant la diffusion dans le béton prenant en compte l'épaisseur de la dalle et non plus la diffusion dans les sols avec le paramètre L_d).

Dans une moindre mesure, la teneur en eau joue aussi un rôle car HESP prend en compte la diffusion dans l'eau du sol et du béton. Cependant, pour les substances volatiles, cette diffusion dans l'eau est nettement inférieure voire négligeable par rapport à celle ayant lieu dans l'air.

Dans le cas d'un vide sanitaire, on remarque l'influence linéaire du facteur de contribution à l'air intérieur qui a été discuté précédemment.

Pour finir, on notera l'influence non négligeable de la constante de Henry (coefficient de répartition air-eau) propre à la substance et permettant le calcul de la concentration dans l'air du sol à partir de la concentration par unité massique de sol.

b) Johnson et Ettinger (annexes 10.3 et 10.4)

La constante de Henry, dépendante de la température du sol est le paramètre le plus influent. L'incertitude liée au calcul de cette constante sera discutée en partie VI.

A la différence d'HESP, on remarque que la perméabilité constitue un paramètre sensible, beaucoup plus que la teneur en air du sol. Ceci se traduit par le fait que la convection est considérée par J&E comme le phénomène assurant principalement le transfert de vapeurs vers l'air intérieur. Ce phénomène fait intervenir une différence de potentiel suivant la loi de Darcy correspondant ici à une différence de pression. Il est donc normal que le paramètre ΔP soit aussi sensible que la perméabilité intrinsèque du sol.

Enfin, on remarque que les paramètres permettant de calculer le renouvellement d'air (Q_{building}) c'est-à-dire R_a ainsi que les dimensions de l'habitation sont relativement sensibles.

c) VOLASOIL (annexe 10.5)

A la différence des autres modèles, ce sont la longueur et la largeur de l'habitation qui sont les paramètres les plus sensibles. En effet, VOLASOIL utilise ces paramètres plusieurs fois dans la modélisation de la concentration (calcul du flux et du volume de ventilation).

Au même titre que les deux modules précédents, la constante de Henry et la fraction de carbone organique influencent le calcul de la concentration dans l'air du sol et sont par conséquent des paramètres sensibles.

La teneur en air du sol apparaît comme plus sensible que la perméabilité intrinsèque, ce qui se traduit par un transfert de polluant qui se fait majoritairement par diffusion et non par convection. Cette conclusion rejoint les observations de l'INERIS dans le document « Vapor emissions from contaminated soils into buildings: comparison between predictions from transport models and field measurements » selon lequel 60 à 80% du transfert des polluants se fait par diffusion pour le modèle VOLASOIL (contre 1% pour J&E).

d) RISC WorkBench (annexe 10.6)

La teneur en air de la zone insaturée apparaît comme le paramètre le plus sensible alors que la perméabilité n'intervient pas. Cela est en accord avec le fait que la convection n'est pas modélisée. La diffusion est le seul mécanisme assurant le transfert de vapeurs (au même titre qu'HESP). Par conséquent, le coefficient de diffusion dans l'air de la substance est aussi un paramètre sensible.

La relation est quasi linéaire avec la constante de Henry permettant la détermination de la concentration dans l'air du sol au dessus de la nappe (zone capillaire). La porosité de cette couche de sol permettant le calcul de sa teneur en air (formule de Van Genuchten) constitue un paramètre influant.

On remarquera que la hauteur du bâtiment est un paramètre sensible alors que la longueur et la largeur ne le sont pas. Cela s'explique par les formules utilisées : le flux massique de polluant est calculé en multipliant le flux de polluant par la surface. Ce flux est ensuite divisé par le renouvellement d'air Q_{building} (dépendant des trois paramètres). La longueur et la largeur se simplifient donc dans le calcul.

e) *Johnson et Ettinger eaux souterraines (annexes 10.7 et 10.8)*

A la différence du module J&E pour le sol et l'air du sol, on remarque que la diffusion est plus importante que la convection par rapport à la sensibilité de la teneur en air. Cela peut s'expliquer par le fait que le transfert de vapeurs de la nappe vers la zone insaturée est limité par la faible teneur en air de la zone capillaire. Les paramètres en lien avec son calcul (paramètres de Van Genuchten) apparaissent comme étant les plus sensibles, ce qui valide cette hypothèse (la diffusion étant le seul phénomène modélisé dans la zone capillaire). Pour autant, cela ne justifie pas le fait de négliger la convection sur l'ensemble de la colonne de sol comme ce qui est considéré dans RW.

f) *VOLASOIL eaux souterraines (annexes 10.9)*

Pour le module VOLASOIL eaux souterraines, la sensibilité des paramètres est équivalente à celle du module pour la contamination des sols. Ceci est en accord avec le fait que ce sont les mêmes équations qui sont employées. La seule différence concerne le calcul de la concentration dans l'air du sol. Pour les eaux souterraines, celui-ci est réalisé uniquement avec la constante de Henry alors que dans le cas d'une contamination des sols, le calcul utilise à la fois la constante de Henry et la fraction de carbone organique (formule Johnson et al. de 1990).

g) *Conclusion*

En conclusion de cette étude de sensibilité, il apparaît que les paramètres ayant le plus d'influence sont ceux permettant de définir la concentration dans l'air du sol (en particulier la constante de Henry et dans une moindre mesure le koc et le foc). Ceci est en faveur de l'utilisation des concentrations dans l'air du sol en tant que concentration d'entrée plutôt que des concentrations par unité massique de sol et rejoint les recommandations du document « Vapor Intrusion Pathway : A practical Guideline (ITRC, 2007) ». Par ailleurs, la perméabilité et la différence de pression joue un rôle important dans le cas de la convection alors que la teneur en air (liée à la porosité) et le coefficient de diffusion dans l'air pur (propre à chaque substance) sont plus sensibles dans le cadre de la diffusion. Le fait de ne pas prendre en compte la convection entraîne donc une insensibilité vis-à-vis de la perméabilité intrinsèque. De plus La sensibilité des paramètres liés au bâtiment dépend du module utilisé et VOLASOIL apparaît alors comme particulièrement sensible. Pour finir, les paramètres permettant le calcul du taux de ventilation influençant la dilution de la pollution dans l'air intérieur sont aussi des paramètres sensibles.

IV. Revue bibliographique sur les comparaisons inter-modèles dans le cadre de l'air intérieur

Une étude permettant de comparer les différents modèles constitue un point important qui permet à la fois de définir le caractère « protecteur » des modèles ainsi que de définir celui qui apparaît comme le plus adapté en fonction du cas considéré. Ces informations seront utiles pour l'évaluateur de risques car elles lui permettront de valider son choix quant au modèle utilisé.

La revue bibliographique suivante ne concerne que les études de comparaison en lien avec les modèles étudiés dans le cadre de ce mémoire. Les études ayant pour but de valider expérimentalement un modèle précis ont été analysées dans les parties II.A.1 (USEPA pour Johnson et Ettinger) et II.A.3 (VAN WIJNEN et LIJZEN pour VOLASOIL).

Par ailleurs, il est à noter que les études disponibles ont davantage pour objectif de comparer les bases scientifiques utilisées dans les différents modèles plutôt que de comparer les concentrations modélisées entre elles et avec la réalité.

A. Etude WAITZ et al. (1996)

L'étude Waitz et al. sur laquelle se base la description du modèle VOLASOIL présente une comparaison des modèles VOLASOIL et CSOIL (HESP) dans le but de mettre en évidence les limites de CSOIL ainsi que les points forts de VOLASOIL. Deux types de comparaisons ont ainsi été proposés, la première sur la base de mesures alors que la seconde s'appuie sur une comparaison directe.

Pour ce qui est de la comparaison avec des mesures de terrains, de nombreux problèmes ont été rencontrés tels que de grandes variations temporelles, de nombreuses données écartées de la comparaison du fait de sources intérieures ou de non correspondance entre les substances mesurées à la source et les substances mesurées dans l'air intérieur, ou encore des informations indispensables manquantes (type de fondations). Du fait de ces problèmes, aucune conclusion n'a pu être apportée sur cette comparaison avec des mesures de terrains.

La comparaison directe a, quant à elle, pu être menée à bien. Il a été observé que les concentrations modélisées par CSOIL sont en général supérieures à celles de VOLASOIL d'un facteur 1,5 à 340. Cependant, CSOIL ne prend pas en compte un certain nombre de paramètres comme la qualité de la dalle de béton. Ainsi, dans le cas d'un béton de mauvaise qualité, VOLASOIL modélise des concentrations supérieures. De plus VOLASOIL apporte une description plus réaliste des phénomènes mis en jeu et permet la prise en compte d'une pollution dans les eaux souterraines comme terme source. Pour finir, il a été mis en évidence un besoin de recherche relative à des données permettant de calibrer et si possible de valider le modèle VOLASOIL.

B. Etude SWARTJES et al. (2002)

En 2002, les résultats d'une étude menée sur sept modèles que sont CETOX Human, CLEA, CSOIL 8.0, ROME, Vlier-Humaan ainsi que deux modèles sans nom (un modèle français développé par l'INERIS et un modèle suédois) ont été publiés. Il semble important de souligner le fait que cette étude se focalisait davantage sur le calcul des expositions (concentrations moyennes inhalées) que sur les concentrations modélisées dans l'air intérieur. Au niveau de la description des modèles utilisés, il a été précisé que les approches adoptées par CSOIL et Vlier-Humaan ainsi que par le modèle Suédois sont semblables ou communes avec HESP. Le modèle conçu par l'INERIS s'appuie quant à lui sur les modèles Johnson et Ettinger, HESP et VOLASOIL. Pour le modèle ROME, il est basé sur l'approche RBCA elle-même

construite à partir de l'algorithme de Johnson et Ettinger. Les autres modèles proposent une approche différente.

Dans le cadre de l'air intérieur, l'étude de comparaison a été réalisée pour quatre substances (benzo(a)pyrène, atrazine, benzène et TCE) sur le type d'utilisation (résidentiel ou commercial) et le type de sol (sableux ou argileux) soit quatre scénarii par modèle. Le calcul a été effectué une première fois avec les valeurs par défaut fournies dans la base de données de chaque modèle et une seconde fois avec des paramètres uniformisés. La concentration modélisée a ensuite été rapportée à la médiane observée pour le scénario.

Les premiers résultats sont présentés dans le graphique de l'annexe 11.1. Il a été observé des différences de plusieurs ordres de grandeurs par rapport à la médiane des expositions modélisées (concentrations moyennes inhalées). Pour CSOIL, la différence atteignait 3 ordres de grandeurs dans le cas du calcul de l'exposition à l'atrazine. De façon à tenter d'identifier l'origine des écarts, les concentrations dans l'air du sol et dans l'air intérieur modélisées ont été examinées en fonction des deux jeux de paramètres possibles (annexe 11.2 et 11.3). Ainsi, dans l'air intérieur, les écarts par rapport à la médiane se sont avérés être aussi importants (atteignant 3 ordres de grandeurs). Cependant, ils sont apparus comme moins conséquents pour les modélisations de concentrations dans l'air du sol. Il a alors été logiquement déduit que les concentrations dans l'air intérieur ne présentaient pas de lien apparent avec les variations de concentrations dans l'air du sol. De plus, il est à noter que les paramètres influents comme le taux de ventilation ont été identifiés comme semblables d'un modèle à l'autre alors que les dimensions standards des bâtiments (variables d'un modèle à l'autre) non pas été comparées alors qu'elles étaient susceptibles de jouer un rôle dans les écarts observés. Par conséquent, les hypothèses adoptées par les modèles ainsi que les données physico-chimiques répertoriées dans les bases de données ont, au final, été considérées comme étant préférentiellement à l'origine des écarts (les écarts les plus conséquents étant observés pour CSOIL, CETOX et ROME).

En conclusion, la modélisation de la concentration dans l'air intérieur et de l'exposition liée ont amené à des différences importantes entre les modèles. Selon les auteurs, ces différences sont beaucoup plus importantes que pour les autres voies d'exposition. Elles ont été identifiées comme majoritairement dues aux approches différentes selon les modèles. De ce fait, ils ont suggéré que les écarts observés devraient être analysés plus en détails et en particulier au niveau des équations employées. Il serait aussi intéressant de mettre en place un outil commun de modélisation des expositions humaines au niveau européen.

C. Projet mené par l'INERIS (HULOT et al, 2003a, b)

L'INERIS a travaillé sur les comparaisons inter-modèles dans le cadre d'un programme de recherche sur la modélisation des transferts de polluants entre le sol et l'atmosphère. Ce programme a été cofinancé par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable et l'ADEME. L'objectif premier était d'analyser la conception des différents modèles de transferts et d'émissions de polluants volatils depuis le sol vers l'air intérieur ainsi que les études relatives. Dans un deuxième temps, le projet visait à comparer les résultats obtenus par ces modèles avec des mesures de terrains.

A l'occasion de la conférence CONSOIL 2003, est parue une publication intitulée « Vapor Emissions From Contaminated Soils into Buildings : comparison between predictions from transport models and field measurements ». Cette publication concernait les modèles Johnson et Ettinger et VOLASOIL et mettait en avant le manque de validation expérimentale de ce type de modèles (en 2003). Elle présentait les résultats obtenus lors d'une première application sur un site industriel pollué au niveau du sol et des eaux souterraines principalement par du trichloroéthylène (TCE) et du tétrachloroéthylène (PCE). L'objectif était de quantifier les différents transferts entre le sol, les eaux souterraines, l'air du sol et l'air

intérieur. De plus, les principaux paramètres permettant de renseigner les modèles de transferts tels que la profondeur de la source, les caractéristiques du sol ou encore les caractéristiques du bâtiment ont été identifiés.

Concernant le protocole expérimental, l'INERIS a mis au point deux dispositifs (chambre à accumulation et recirculation directe et chambre dynamique à balayage) pour mesurer les flux gazeux du sol vers l'air intérieur à une fréquence de 1 à 3 mesures par jour. Par ailleurs, des prélèvements de sol et d'air du sol ont été effectués de façon à analyser les concentrations des deux solvants chlorés. Les mesures ont été réalisées lors de trois campagnes, de façon à limiter les incertitudes liées aux variations saisonnières. Les résultats de ces mesures ainsi que ceux des différentes modélisations sont synthétisés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2 : Résultats observés par l'INERIS dans le cadre de la comparaison des concentrations modélisées par VOLASOIL et Jonhson et Ettinger avec les concentrations mesurées (daprès HULOT et al., 2003a)

Type de concentration	TCE					PCE				
	Concentrations mesurées			Concentrations modélisées		Concentrations mesurées			Concentrations modélisées	
				VOLASOIL	J&E				VOLASOIL	J&E
Modélisation à partir de la concentration dans les sol										
sol ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	4,8					5,2				
	Avril	Juillet	Septembre			Avril	Juillet	Septembre		
Air du sol (mg/m^3)	2,1	6,1	14	3,3		24	43	421	2,6	
Air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	<1	5,6	nd	0,014	0,001	1	17	nd	0,024	0,002
Modélisation à partir de la concentration dans l'air du sol (Juillet)										
Air du sol (mg/m^3)	6,1					43				
Air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5,6			0,03	0,003	17			0,36	0,034

Du point de vue de la seule modélisation, il a été mis en évidence un rapport des concentrations entre les modèles VOLASOIL et Johnson et Ettinger environ égal à 10. Le modèle VOLASOIL apparaissait alors comme plus protecteur.

Du point de vue des mesures de concentrations de polluants dans les différents milieux, de grandes variations temporelles ont été observées. L'INERIS a attribué ces variations aux conditions météorologiques et à des travaux ayant eu lieu à proximité du bâtiment étudié. Il a ainsi été observé que les concentrations mesurées sont 10 à 10 000 fois supérieures aux concentrations modélisées à partir de la concentration en polluant (PCE ou TCE) dans les sols. Dans le cas où la concentration dans l'air du sol avait été utilisée en tant que concentration en entrée, les concentrations mesurées se sont avérées être 50 à 1 000 fois supérieures aux concentrations modélisées.

Cependant aucune conclusion certaine n'a pu être apportée. En effet, l'interprétation de ce type de résultat était difficile du fait du nombre important de paramètres entrant en jeu et des incertitudes inhérentes.

D. Projet NICOLE (Arcadis Geraghty & MILLER International Inc., 2004)

Le projet NICOLE (Network for Industrially Contaminated Land in Europe) a débuté en 1996 dans le but d'apporter un appui technique au pays membres de l'UE dans le cadre de la gestion des risques liés aux sites et sols pollués. En 2002, le sous groupe industriel du projet s'est vu confier la mission d'examiner les différents modèles utilisées dans le cadre des évaluations de risques sanitaires en Europe, l'objectif étant de prendre conscience des différences observées entre les résultats de plusieurs modèles, de mieux les comprendre et d'accroître la confiance des utilisateurs dans les résultats de modélisation. Pour cela quatre phases ont été proposées :

-Phase 1 : elle consistait à effectuer une revue des différentes pratiques et systèmes adoptés dans le cadre des évaluations de risques ;

-Phase 2 : il s'agissait d'une comparaison des outils utilisés en prenant en compte les différentes voies d'exposition pour lesquelles ils ont été conçus.

-Phase 3 : elle consistait à évaluer les algorithmes utilisés ainsi que les besoins de données par l'intermédiaire d'expérimentations sur des sites tests.

-Phase 4 : la dernière phase comprenait un examen des écarts observés entre les modèles dans le cadre de leur application sur ces sites.

Dans le cadre de l'air ambiant et de la phase 2 du projet, les concentrations modélisées par sept modèles ont été analysées. Il s'agissait des modèles Risc, JAGG, RBCA, Risc-Human, SFT9906, Vlier-Humaan et UMS. Parmi ces derniers, RISC et RBCA sont construits sur les équations de Johnson et Ettinger. RISC adopte l'hypothèse de source infinie alors que RBCA a été paramétré suivant l'hypothèse de source finie. Au contraire, Risc Human, et Vlier-Humaan adopte l'approche CSOIL/HESP (à noter que la dernière version de Risc Human inclut le modèle VOLASOIL).

Les résultats observés sont les suivants (les résultats modélisés par UMS n'ont pas été représentés car ils étaient nettement supérieurs) :

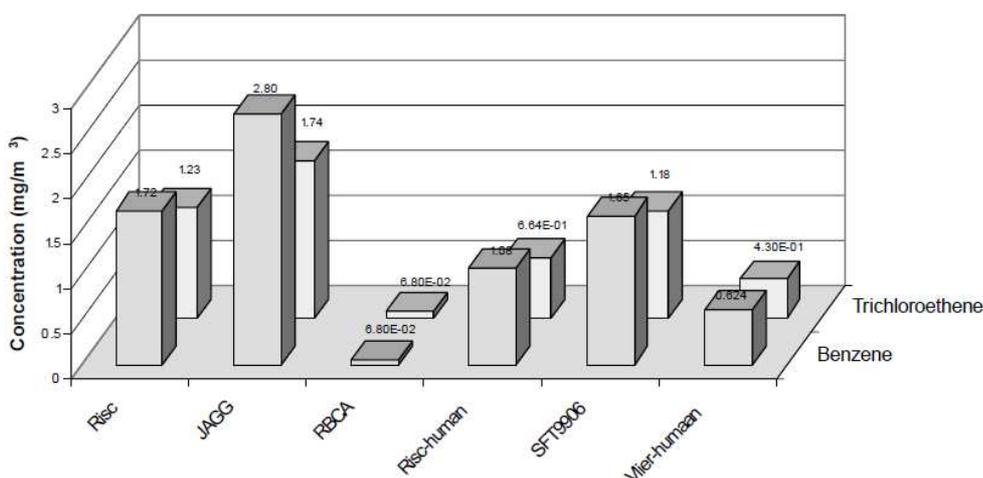


Figure 3 : Concentrations modélisées par les différents modèles inclus dans l'étude pour le TCE et le benzène (d'après Arcadis Geraghty & MILLER International Inc., 2004))

Les différences entre les concentrations modélisées par Risc et RBCA, tous deux basés sur l'algorithme de Johnson et Ettinger, ont été expliquées par le fait que l'hypothèse de source finie a été prise en compte dans RBCA, ce qui réduisait fortement les concentrations modélisées par rapport à l'hypothèse de source infinie. Les concentrations entre RISC, Risc-Human et Vlier-Humaan étaient dans le même ordre de grandeur pour le TCE alors qu'elles différaient d'un ordre de grandeur entre Vlier-Humaan et RISC pour le benzène. Les différences observées et en particulier les concentrations supérieures modélisées par Risc ont été expliquées par le fait que Risc-Human et Vlier-Humaan adoptent, dans leur approche, uniquement la diffusion au travers des fondations.

Pour la phase 3 du projet, dans le cadre de l'air ambiant intérieur, les modèles ont été employés sur deux sites témoins :

- Pour le premier site, il s'agissait d'une source de contamination présente dans le sol. Les résultats décrits dans l'étude ont montré que le modèle UMS prédisait les concentrations les plus élevées (du fait du facteur de dilution fixé à 0,01 entre les gaz du sol et l'air intérieur) alors que RBCA modélisait les concentrations les plus faibles du fait de l'hypothèse de source finie prise en compte dans les calculs. RISC, RBCA et Risc Human modélisaient des concentrations semblables pour le lindane alors que pour le PCE et le TCE, les différences étaient plus marquées. Ceci était a priori dû aux

différences observées dans les bases de données en ce qui concernait les propriétés physico-chimiques du PCE et du TCE alors qu'elles étaient équivalentes pour le lindane.

- Pour le second site, une concentration dans les eaux souterraines était considérée comme source de pollution. Les modèles basés sur l'algorithme de Johnson et Ettinger (RISC, RBCA) prédisaient des résultats équivalents entre eux, de même que ceux basés sur l'algorithme de CSOIL (Risc-Human, Vlier-Humaan). Cependant les modèles basés sur les équations de Johnson et Ettinger produisaient des résultats inférieurs à ceux basés sur CSOIL, ce qui était en contradiction pour RISC avec les résultats de la phase 2 (décrit dans la figure précédente). Pour ce qui est de RISC, les concentrations modélisées inférieures à celles de Risc Human et de Vlier Humaan s'expliquaient par le fait que la différence de pression entre le bâtiment et les gaz du sol n'avait pas été prise en compte pour le cas d'une pollution des eaux souterraines.

Par ailleurs, la comparaison des concentrations modélisées avec les mesures a permis de constater que les modèles tendaient (pour ce scénario) à surestimer d'un ordre de grandeur les concentrations, ce qui apparaissait comme acceptable au regard des données disponibles pour paramétrer les différents modèles.

En conclusion de cette étude, les modèles dédiés à l'air ambiant intérieur étaient ceux pour lesquels les différences de résultats étaient les plus importantes (jusqu'à trois ordres de grandeur). De plus, il apparaissait que les données physico-chimiques étaient susceptibles de varier grandement d'un modèle à l'autre (au niveau des bases de données incluses). Ceci amenait nécessairement à des différences significatives entre les concentrations modélisées. De plus, l'utilisation des valeurs par défaut attribuées par les modèles aux différents paramètres constituaient une source d'écarts supplémentaire entre les résultats.

E. Conclusion

Pour conclure cette revue bibliographique sur les comparaisons inter-modèles disponibles dans la littérature, la modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir du sol s'avère complexe. Des différences importantes sont susceptibles d'être observées entre les modèles. De plus, le nombre important de paramètres et d'hypothèses génèrent des incertitudes rendant difficiles l'interprétation des résultats de comparaison. Pour limiter les différences observées, il serait intéressant de développer un modèle commun comme cela a été suggéré dans l'étude Swartjes et al (2002). A l'heure actuelle, un projet à l'échelle européenne dénommé 2-FUN (Full-chain and UNcertainty approaches for assessing health risks in FUture eNvironmental scenarios) (CIEFFROY, 2008) vient juste de s'achever. Ce projet avait pour but d'analyser les modèles multi-expositions dans le but de mettre au point un modèle commun utilisable au niveau européen et regroupant les points forts de chacun ainsi que les bases de données correspondantes. Cependant, cette étude n'a pas inclus l'exposition par inhalation d'air intérieur.

V. Comparaison inter-modèles

A. Comparaison directe

1. Démarche

La première étape permettant la comparaison des modèles consiste à sélectionner des polluants ayant des propriétés physico-chimiques différentes et d'effectuer une modélisation en considérant différents types de concentrations susceptibles d'être implémentées en tant que données d'entrée (majoritairement air du sol et/ou eaux souterraines au regard des données de l'US EPA) et ceci pour chaque type de fondations (plein sol, vide sanitaire et sous-sol).

Le choix des substances est effectué en fonction de la constante de Henry qui traduit le partage de la substance entre l'eau et l'air et de la pression de vapeur saturante qui traduit sa volatilité. Etant donné que la voie d'exposition par inhalation est, dans la majorité des cas, majoritaire devant l'ingestion ou le contact cutané pour les substances volatiles, trois substances ont été considérées : une substance très volatile : chlorure de vinyle ($H = 2730 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ et $P_{\text{sat}} = 35000 \text{ Pa}$ à 298 K), une substance volatile de type BTEX : benzène ($H = 564 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ et $P_{\text{sat}} = 12875 \text{ Pa}$ à 298 K) et une substance moins volatile : tétrachloroéthylène ($H = 1866 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ et $P_{\text{sat}} = 2462 \text{ Pa}$ à 298 K). Il est à noter que ces substances sont aussi choisies car elles sont régulièrement rencontrées dans le cadre des EQRS et sont également présentes dans la base de données de l'US EPA décrite et exploitée ultérieurement, ce qui permet de croiser les résultats de cette comparaison directe avec ceux de la comparaison avec les mesures.

Les modèles sont ensuite renseignés en considérant pour chacun les mêmes paramètres liés au sol et à l'habitation. Cependant les paramètres propres à un modèle sont fixés à la valeur par défaut proposée par celui-ci. On notera en particulier les valeurs suivantes :

- 0,1 comme facteur de contribution entre l'air du vide sanitaire/du sous-sol et l'air intérieur (HESP)
- 0,78 cm comme épaisseur de la zone racinaire (CalTOX) (correspondant au scénario « Calif. Residential site »)
- 0,0001 comme facteur d'atténuation entre l'air du sol et l'air intérieur (CalTOX)
- une durée de 365 jours entre le temps T0 et le début de l'exposition (valeur minimum possible) (CalTOX)
- les valeurs des autres paramètres sont disponibles en annexe 6 (pour certains paramètres propres à CalTOX) et en annexe 12.

Afin de pouvoir comparer les modèles pour tous les types de fondations, les adaptations suivantes ont été prises en compte (en première approximation) :

- pour un vide sanitaire :
 - Un facteur 0,1 (théorie HESP) est appliqué entre l'air du vide sanitaire et l'air intérieur pour les modèles J&E, RW et CalTOX (en théorie non adaptés au cas d'un vide sanitaire) en considérant la concentration dans le vide sanitaire comme étant égale à la concentration dans l'air intérieur qui existerait dans le cas plein sol. Ces trois modèles sont donc en théorie minorants car ils considèrent une dalle béton en contact avec le sol se conduisant comme une barrière contre l'entrée de vapeurs alors qu'il n'en existe pas pour un vide sanitaire. VOLASOIL, quant à lui, modélise le transfert de l'air du vide sanitaire vers l'air intérieur au moyen de l'équation 40 (annexe 5).

- pour un sous-sol :
 - Un facteur 0,1 (théorie HESP) est appliqué à la concentration modélisée pour les modèles RW et CalTOX simulant la dilution due au sous-sol.
 - Pour VOLASOIL, une dalle de béton est prise en compte dans le coefficient de diffusion totale. Le phénomène de dilution appliqué est celui modélisé dans le cas d'un vide sanitaire.
 - A noter que pour le modèle J&E, la présence d'un sous-sol ne nécessite aucune adaptation car ce dernier est pris en compte dans le paramètre hauteur de mélange. De même, le modèle HESP ne nécessite aucun ajustement car les développeurs ont pris en compte ce cas de figure.

- pour une habitation plein sol :
 - Pour HESP, la concentration dans l'air intérieur est considérée égale à celle qui existerait dans le cas d'un sous-sol (non prise en compte d'un coefficient de contribution). Néanmoins, les flux de diffusion au travers des parois verticales ne sont pas pris en compte.
 - Pour VOLASOIL, le coefficient de diffusion prend en compte la dalle de béton et l'effet de dilution n'a pas été considéré.

 - RW et J&E considère une dalle de béton en contact avec le sol, par conséquent aucune adaptation n'est à envisager. Pour CalTOX, il n'est pas précisé si le modèle est destiné au cas plein sol ou non, cependant l'équation utilisée (équation 47 en annexe 6) correspond, en théorie, au cas plein sol.

Enfin, il est à noter que pour le modèle RISC WorkBench, aucun module de biodégradation n'est pris en compte. Pour Johnson et Ettinger, l'hypothèse de source infinie est adoptée.

Une fois ces adaptations mises en place, la comparaison est réalisée sans tenir compte des concentrations effectivement mesurées. Le but est d'observer les différences, de les analyser et si possible de les interpréter.

2. Résultats obtenus et analyse

Les résultats sont disponibles en annexe 13.

Pour ce qui est de l'interprétation et de l'analyse de ces résultats, elles sont présentées en trois parties suivant le type de fondations considéré puis en trois sous-parties suivant le type de concentration défini.

➤ **Constructions de type plein sol** (annexe 13.1, 13.2 et 13.3)

- Dans le cas d'une construction de type plein sol avec une pollution de l'air du sol à une profondeur fixée à 3 m, les trois modèles de l'outil sont dans le même ordre de grandeur. VOLASOIL constitue le modèle le plus protecteur avec des concentrations modélisées 3 à 8 fois supérieures à celles des autres modèles. Les concentrations modélisées par CalTOX sont inférieures de 2 à 3 ordres de grandeurs par rapport aux autres modèles.

VOLASOIL est le plus majorant en partie à cause de l'adaptation au cas plein sol en considérant la dalle de béton uniquement au niveau du coefficient de diffusion et non pour la convection. La fraction surfacique des fissures n'est en effet pas prise en compte dans l'adaptation pour le calcul du flux par convection.

- Dans le cas d'une pollution d'une nappe située à 3 m de profondeur sous les fondations, VOLASOIL et J&E sont dans le même ordre de grandeur. Par contre, les concentrations modélisées par RW sont inférieures de 2 ordres de grandeur par rapport à VOLASOIL et d'un ordre de grandeur par rapport à J&E.

Les différences observées avec RW s'expliquent potentiellement par le fait que le modèle prend en considération une approche semblable à celle d'HESP pour modéliser les phénomènes ayant lieu au niveau des fondations. La convection n'est ainsi pas considérée, or c'est elle qui assure principalement le mouvement des vapeurs au niveau des fondations. Encore une fois, les concentrations modélisées par VOLASOIL sont supérieures à celles des autres modèles probablement à cause de l'adaptation.

- Pour une pollution de l'air du sol située immédiatement sous les fondations (30 cm de profondeur), CalTOX est le modèle le plus minorant, inférieur de 2 à 3 ordres de grandeurs par rapport à HESP (la différence est moins importante pour le benzène de façon semblable à ce qui est observé pour le cas plein sol). VOLASOIL est le plus majorant en étant un ordre de grandeur supérieur à J&E. Le rapport des concentrations entre VOLASOIL et HESP diminue avec la volatilité du composé alors que celui entre VOLASOIL et J&E reste constant.

Pour CalTOX, l'écart est donc moins important pour le benzène que pour les autres substances. Ceci s'explique certainement par le fait que la base de données de CalTOX présente une constante de Henry supérieure à celle de l'outil d'HPC pour ce composé ($574 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ contre 564) alors que cette constante est inférieure pour les deux autres substances ($1460 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ contre 1866 pour le PCE et $2570 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ contre 2730 pour le chlorure de vinyle).

Le fait que le rapport entre les concentrations modélisées par J&E et celles d'HESP soit supérieur par rapport au cas d'un prélèvement à 3 m s'explique par le fait qu'à une profondeur de prélèvement de 30 cm sous les fondations, c'est-à-dire dans la zone d'influence du bâtiment, la convection est majoritaire devant la diffusion. Le fait qu'HESP ne prenne en compte que la diffusion explique que les concentrations soient inférieures à celles de J&E et de VOLASOIL. Pour ce qui est de CalTOX, le fait que le coefficient d'atténuation ne dépende pas de la profondeur de prélèvement explique possiblement ces concentrations inférieures d'un ordre de grandeur supplémentaire à celle de J&E et de VOLASOIL par rapport à ce qui est observé pour l'air du sol à 3 m de profondeur.

➤ **Constructions sur vide sanitaire** (*annexe 13.4 et 13.5*)

- Pour le scénario d'une pollution de l'air du sol à 3 m de profondeur, les modèles HESP et J&E sont dans le même ordre de grandeur. CalTOX est le plus minorant avec des concentrations inférieures de 2 ordres de grandeurs à celles de J&E. Les concentrations modélisées par VOLASOIL et HESP sont équivalentes.

Pour les différences observées avec J&E, ceci peut probablement être dû à l'adaptation du modèle pour le cas du vide sanitaire considérant celui-ci comme un sous-sol réduisant ainsi les entrées de vapeurs par rapport à un véritable vide sanitaire. Les modèles HESP et VOLASOIL sont construits sur l'hypothèse d'un vide sanitaire et sont donc, en théorie, plus adaptés à ce type de construction. Les concentrations modélisées par ces deux modèles sont équivalentes. Or VOLASOIL prend en compte le phénomène de convection, les concentrations modélisées par ce dernier devraient donc être plus importantes que celles d'HESP. Une explication possible serait le coefficient de dilution utilisé par HESP alors que VOLASOIL modélise directement le transfert du vide sanitaire vers l'air des espaces de vie.

- Dans le cas des eaux souterraines (nappe à 3 m de profondeur sous les fondations), les concentrations modélisées par RW sont nettement inférieures à celles des deux autres modèles ce qui est cohérent avec l'observation faite pour le cas plein sol. Le rapport des concentrations est de 33 à 36

avec J&E et atteint 2 ordres de grandeur avec VOLASOIL. Cependant il diminue avec l'augmentation de la volatilité.

L'adaptation des modèles RW et J&E pour le cas d'un vide sanitaire explique en partie cette différence par rapport à ce qui est observé pour le cas plein sol. Pour le fait que RW soit le modèle le plus minorant, les explications sont les mêmes que pour le cas plein sol.

➤ **Constructions sur sous-sol** (annexe 13.6, 13.7 et 13.8)

- Pour une concentration à 1 mg/m^3 d'air du sol à 3 m de profondeur sous les fondations, CalTOX est le modèle le plus minorant, la différence étant de 3 ordres de grandeurs avec les autres modèles. VOLASOIL apparaît comme le modèle le plus protecteur avec des concentrations équivalentes à celle d'HESP et supérieures d'un ordre de grandeur par rapport à celles de J&E.

Pour CalTOX, cela s'explique a priori par les simplifications des phénomènes engendrant le transport de vapeurs au travers des fondations. Pour HESP et J&E, il est à noter que pour le cas plein sol, les concentrations modélisées par HESP sont inférieures pour chaque substance à celles de J&E. La différence est donc due au type de construction et sûrement au fait qu'HESP considère un flux de polluant par diffusion à la fois au travers des parois verticales et des fondations ce qui accroît fortement le flux de pollution pour le cas d'un sous-sol où la hauteur de ces parois est prise égale à 2,5 m. De plus la concentration dans les sols au niveau des parois verticales est supposée égale à la concentration sous la dalle, ce qui majore encore la concentration finale.

Cependant, il est à noter que les concentrations modélisées par les différents modèles sont supérieures dans le cas d'un sous-sol par rapport au cas d'un vide sanitaire (annexe 13.4 et 13.6). Ceci est en contradiction avec la réalité puisque les fondations constituent une barrière contre l'entrée de vapeurs et que la dilution observée dans le sous-sol est supérieure à celle d'un vide sanitaire du fait d'un volume plus important. L'adaptation de J&E pour le cas d'un vide sanitaire ainsi que celle de VOLASOIL pour le cas d'un sous-sol sont donc à revoir. Celle de J&E sous-estime le flux provenant du sol du fait de la prise en compte (en première approximation) d'une dalle de béton. Pour VOLASOIL, ceci s'explique par le calcul du volume de renouvellement d'air du sous-sol (formule 41 en annexe 5). Celui-ci prend en compte, sans ajustement, un volume de renouvellement d'air de base égal à celui d'un vide sanitaire. Etant donné le volume plus important du sous-sol, le volume de renouvellement d'air total est nécessairement inférieur, ce qui se traduit par une augmentation de la concentration dans l'air intérieur (par rapport au cas d'un vide sanitaire).

- Pour une pollution des eaux souterraines, toujours à une profondeur de 3 m sous les fondations, les modèles VOLASOIL et J&E sont équivalents. Au même titre que ce qui a pu être observé pour les autres types de constructions, les concentrations modélisées par RW sont inférieures de deux ordres de grandeurs par rapport à VOLASOIL et J&E.

Les explications sont les mêmes que pour les autres types de fondations (non prise en compte de la convection pour RW). Pour l'augmentation du rapport entre RW et J&E par rapport au vide sanitaire, cela s'explique en partie par la prise en compte d'un facteur 0,1 entre l'air du sous-sol et l'air intérieur pour RW alors que dans le modèle J&E, la prise en compte d'un sous-sol n'intervient que sur le paramètre hauteur de mélange qui permet de calculer le taux de ventilation aboutissant à un taux de contribution d'environ 0,7.

- Enfin pour une concentration prise égale à 1 mg/m^3 d'air immédiatement sous les fondations, CalTOX est celui modélisant les concentrations les plus faibles avec une différence atteignant 3 à 4 ordres de grandeurs avec J&E. Les concentrations modélisées par HESP et par J&E sont dans le même ordre de grandeur. Il est ainsi observé une diminution du rapport des concentrations vis-à-vis d'une pollution située 3 m sous les fondations du fait d'une convection plus importante dans ce cas de figure.

Les différences entre les concentrations de VOLASOIL et de J&E atteignent, quant à elles, un ordre de grandeur.

Par rapport aux prélèvements à plusieurs mètres, il semble que VOLASOIL soit plus sensible que J&E à la profondeur de prélèvement. Il est à noter que ceci n'a pas été mis en évidence lors de l'étude de sensibilité pour le cas d'une dalle de béton du fait de la non prise en compte des adaptations. Les concentrations sont, en effet, multipliées par 4 pour J&E et par 10 (relation linéaire) pour VOLASOIL. Ceci est dû à la formule utilisée par VOLASOIL concernant le transfert de polluant par convection. En effet, la profondeur de prélèvement intervient au niveau du paramètre représentant la longueur de la colonne de sol au dénominateur (formule 38 en annexe 5). Par conséquent, plus cette longueur diminue plus le flux par convection est important pour VOLASOIL. Pour J&E, ce paramètre intervient d'avantage dans le calcul du coefficient α (formule 10 et 11 en annexe 2) et plus particulièrement pour la partie de la formule concernant la diffusion, cette diffusion n'étant pas le mécanisme principal assurant le transfert de polluant.

Le paramètre prenant en compte la profondeur de prélèvement n'intervient pas dans CalTOX. Or il est admis que l'ensemble de la pollution est situé dans la zone racinaire (d'épaisseur 0,78 cm) du fait qu'une valeur pour le flux molaire de la zone insaturée vers la couche de sol racinaire ne peut pas être déterminé simplement. La valeur relativement faible du coefficient d'atténuation α_{inair} fixée à 10^{-4} (comparée à celle du modèle UMS et aux observations de l'USEPA) et l'hypothèse d'état quasi-stationnaire peuvent constituer des explications possibles aux écarts observés avec les autres modèles. De plus, pour CalTOX, la concentration dans les sols n'est pas supposée constante. La concentration modélisée est ainsi une concentration moyennée sur la période d'exposition et est nécessairement plus faible que pour les autres modèles où l'hypothèse d'état stationnaire est adoptée. Enfin, des phénomènes limitant la concentration finale dans l'air intérieur (biodégradation, lixiviation) sont modélisés.

➤ **Conclusion**

En conclusion de cette comparaison directe, il apparaît que les adaptations réalisées peuvent être à l'origine de certains écarts en particulier dans le cas d'un vide sanitaire pour lequel les modèles RW et J&E. Ce type d'adaptation devra donc être revu de façon à prendre en compte un flux provenant du sol plus important dans le cas d'un vide sanitaire que dans le cas d'un sous-sol. Pour VOLASOIL, l'adaptation pour le cas d'un sous-sol devra aussi être revu du fait d'une concentration modélisée supérieure par rapport au cas vide sanitaire.

Par ailleurs, VOLASOIL constitue le modèle le plus protecteur y compris lorsque des adaptations ont été réalisées alors que CalTOX est le modèle le plus minorant. Pour HESP et J&E, l'écart dépend du type de construction. Pour finir, RISC WorkBench est le modèle le plus minorant lors d'une modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir des eaux souterraines.

A partir de ces premières constatations, une comparaison avec des mesures de terrain est censée permettre d'apporter une autre vision et d'apprécier la validité de chacun des modèles suivant les cas étudiés.

B. Comparaison via la base de données de l'US EPA

Le bureau d'études HPC Envirotec, dans le cadre des projets qui lui sont confiés ne disposent que de peu de données regroupant à la fois des concentrations dans l'air intérieur et des concentrations dans les eaux souterraines, dans les sols ou dans l'air du sol. En effet, il s'agit dans la majorité des cas de projets de constructions futures pour lesquelles il n'est pas possible de réaliser des mesures de concentration dans l'air ambiant et aucune mesure a posteriori n'est réalisée.

Ainsi, simplement deux jeux de données regroupant moins d'une dizaine de mesures sont disponibles. Le premier concerne une crèche tout juste remise à neuf. Les mesures sont donc faussées par les

émissions non quantifiables de solvants à l'intérieur même du bâtiment. En effet, les concentrations en toluène et en éthylbenzène sont importantes comparées aux concentrations en benzène ce qui n'est pas cohérent avec le fait que ce dernier soit plus volatil. Pour le second, il s'agit d'un site pollué au tétrachloroéthylène et au trichloroéthylène par une industrie de nettoyage à sec. Les mesures ont été réalisées dans les habitations des alentours. Cependant ces mesures n'ont pas été réalisées par HPC et par conséquent aucune donnée n'est disponible quant au bâtiment, au point précis de prélèvement ou encore aux méthodes utilisées. Il s'agit donc de cas assez particuliers et par conséquent, il est difficile d'aboutir à des conclusions sur les différents modèles à partir de l'exploitation de ces données. Le recours à la base de données de l'US EPA apparait donc comme une solution pour pallier ce manque de données.

1. Présentation de la base de données (USEPA, 2008)

Le guide présentant le modèle Johnson et Ettinger fourni par l'US EPA mentionne en annexe l'existence d'une base de données réalisée par le Colorado Department of Transportation (USEPA, 2002,2004) concernant le site Material Testing Laboratory de Denver. Cette base de données comportait initialement plus de 1000 résultats de mesures de concentrations dans les eaux souterraines, les gaz du sol et l'air intérieur (JOHNSON et al., 2002). Compte tenu de son intérêt, elle a été utilisée pour déterminer empiriquement des facteurs d'atténuation c'est-à-dire le rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans l'air du sol et de les comparer à ceux obtenus à l'aide du modèle Johnson & Ettinger (facteur α).

En 2002, l'US EPA s'est chargée de développer cette base de données s'entourant d'experts dans le but de maximiser les informations disponibles tant sur les plans géologique, hydrogéologique, que sur les types de fondations ou les caractéristiques des bâtiments. Ainsi, en 2008, la base de données s'est élargie à 41 sites au lieu de 15 pour 2989 mesures sur 913 bâtiments (contre 73). Celle-ci a alors été mise à disposition sur le site de l'US EPA en juin 2008 sous formats Excel et Access.

Pour chaque paires de mesures (gaz du sol et air intérieur ou eaux souterraines et air intérieur), les coefficients d'atténuation α sont déterminés. A noter que les coefficients d'atténuation entre les concentrations dans les gaz du sol et les concentrations dans les eaux souterraines n'ont pas été calculés. Le fichier Excel comporte plusieurs onglets dans le but de faciliter la prise en main de la base de données. Parmi ces onglets se trouvent un guide simplifiée, un lexique et les propriétés-physico chimiques de 161 composés. Deux onglets sont aussi consacrés à une étude statistique des facteurs d'atténuation obtenus à partir des concentrations dans les eaux souterraines ou dans les gaz du sol. Cette étude mentionne des informations comme les différents percentiles, la moyenne, les écarts types, etc. Un dernier onglet présente le bruit de fond des concentrations dans l'air intérieur pour les polluants de la base de données.

Le fichier Excel comporte donc 2989 couples de mesures répartis de la façon suivante :

- 35 % eaux souterraines et air intérieur
- 8% gaz du sol et air intérieur
- 53% gaz du sol immédiatement sous les fondations et air intérieur
- 4% concentrations dans le vide sanitaire et dans l'air intérieur

Plusieurs bâtiments regroupent plusieurs types de mesures, c'est pourquoi le fichier Excel ne comporte que 2360 lignes.

Il est à noter que 97% des mesures concerne des composés chlorés et que seulement 3% des données s'intéressent aux hydrocarbures ce qui pose un problème quand à la variabilité des composés susceptibles d'être rencontrés dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires sur un site pollué. De plus, les hydrocarbures sont plus sensibles au phénomène de biodégradation que les composés chlorés (DAVIS et al., 2009b). Par conséquent, la concentration modélisée dans l'air intérieur pour ces hydrocarbures est susceptible d'être majorante par rapport à la réalité (HERS et al., 1998) (WEAVER et

al., 2005b). Il aurait donc été intéressant d'avoir accès à plus de mesures concernant ce type de polluant de façon à évaluer l'impact de la biodégradation sur les écarts entre concentrations modélisées et concentrations mesurées. De plus, aucune mesure ne concerne les composés semi volatils qui peuvent aussi être à l'origine de risques sanitaires.

L'US EPA met à disposition une documentation sur cette base de données regroupant l'ensemble des informations disponibles. L'annexe C, en particulier, mentionne des éléments importants pour la majorité des sites (passé industriel, contexte hydrogéologique, caractéristiques particulières des fondations...) permettant d'expliquer ou tout du moins d'apporter des hypothèses concernant des éventuelles sur ou sous-estimations.

2. Fiabilité des données

L'US EPA a porté un intérêt particulier sur la fiabilité et la documentation des mesures de terrain en vérifiant que les méthodes de mesures appropriées avaient été employées. A ce titre, les données recueillies par des méthodes non adaptées n'ont pas été retenues. De plus lorsqu'il semblait évident que des sources intérieures étaient présentes et biaisait les résultats (par exemple une concentration dans l'air intérieur supérieure à celle dans les gaz du sol), les mesures correspondantes n'ont pas été incluses. Pour certains sites, dont les données ont été incluses, il est notifié que des sources intérieures possibles ont été repérées lors de l'étude.

Néanmoins, il semble important de souligner le fait que les mesures inférieures au seuil de détection ont été incorporées dans la base de données en considérant le seuil de détection comme concentration effective suivant la méthode recommandée par HELSEL (2005) (USEPA, 2008). Il s'agit pour la majorité de concentrations dans l'air intérieur ou immédiatement sous les fondations. De plus, étant donné que plusieurs laboratoires différents ont travaillé sur les mesures, les seuils de détection sont variables d'un site à l'autre.

Cette manipulation des données entraîne nécessairement une surestimation pour les concentrations modélisées dans la mesure où les modèles vont considérer le seuil de détection en tant que concentration en entrée.

3. Démarche adoptée

De part le nombre de données conséquent et les termes sources considérés, cette base de données présente un intérêt tout particulier pour étudier la validité suivant les types de construction et de concentrations utilisés des modèles HESP, Johnson et Ettinger, RISC WorkBench, VOLASOIL et CalTOX.

La démarche de comparaison avec ces données de terrain consiste, dans un premier temps, à récupérer l'ensemble des données et des paramètres disponibles et pouvant être définis dans les modèles. La base de données comporte ainsi une colonne mentionnant le type de sol suivant la classification en vigueur aux USA et dont les caractéristiques (porosité, densité...) sont répertoriées dans la documentation sur le modèle Johnson et Ettinger. Une autre colonne mentionne les caractéristiques (sol grossier, fin) permettant de définir le paramètre perméabilité intrinsèque via le tableau de correspondance fourni dans la documentation de VOLASOIL. Les différentes colonnes permettant de renseigner le modèle ont ainsi été copiées sur une feuille Excel. Les mesures ont ensuite été regroupées en plusieurs catégories suivant le type de fondations et le type de concentrations :

- Concentrations dans les gaz du sol pour les trois types de fondations (plein sol, vide sanitaire et sous sol)
- Concentrations dans les eaux souterraines pour les trois mêmes types de fondations
- Concentration sous la dalle béton pour les constructions plein sol et sur sous-sol.

Pour comparer les concentrations modélisées aux concentrations effectivement mesurées dans l'air intérieur et compte tenu du nombre important de mesures et de paramètres à renseigner pour chacune d'elles, une macro a été réalisée sous Visual Basic. Celle-ci permet de faire « tourner » les différents modèles et de récupérer les concentrations correspondantes suivant le point de prélèvement défini dans la base de données (sous sol, ou espace de vie) et d'appliquer les adaptations décrites dans le paragraphe V.A.1.

Le graphique représentant les concentrations dans l'air intérieur (mesurées et modélisées) en échelle logarithmique permet d'observer directement les différences en ordres de grandeur entre les concentrations.

Ensuite, toujours dans le but de comparer les concentrations modélisées avec les concentrations réelles : le rapport de ces deux concentrations permet de définir une sur/sous-estimation et d'en évaluer l'ordre de grandeur. Les rapports entre concentrations sont donc divisés en deux catégories : dans le cas d'une sous-estimation, le rapport « concentration mesurée sur concentration modélisée » est étudié alors que l'on s'intéresse au rapport « concentration modélisée sur concentration mesurée » pour une surestimation. Le pourcentage de sur/sous-estimation est alors calculé.

Etant donné la distribution non normale de ces ratios, la médiane des sur/sous-estimations est calculée préférentiellement à la moyenne. Par ailleurs, le 90^{ème} percentile des ratios permet de comparer les modèles entre eux. Il permet alors d'estimer les différences maximales observées en termes d'ordres de grandeur entre les concentrations modélisées et les concentrations réelles et ceci pour 90% des cas. Cela permet de ne pas prendre en compte les valeurs extrêmes pour lesquelles il semble évident qu'il s'agit d'un cas bien particulier ou qu'une erreur de mesure ait eu lieu (1 cas sur 10 est ainsi considéré comme étant un cas particulier).

Enfin, il est important de souligner le fait que tous les éléments ci-dessus sont déterminés toutes substances confondues.

4. Analyse des résultats obtenus

Les résultats et l'analyse détaillée sont disponibles en annexe 14.

a) Observations

Tout d'abord, les modèles se comportent linéairement par rapport aux concentrations dans le milieu source. Pour une même concentration à la source, plusieurs concentrations dans l'air intérieur sont susceptibles d'être modélisées du fait de la prise en compte de l'ensemble des substances de la base de données. Ceci explique l'allure des courbes. Les substances prises en compte présentent en effet des propriétés physico-chimiques différentes entraînant des concentrations modélisées plus au moins importantes pour une même concentration à la source. Les différences en termes d'ordres de grandeur entre les modèles sont cohérentes avec celles obtenues dans le cadre de la comparaison directe (de 1 à 4 ordres de grandeurs suivant le type de construction et le modèle considéré). Les graphiques montrent aussi que CalTOX est, dans tous les cas, le modèle calculant les concentrations les plus faibles. Ceci s'explique en partie par les phénomènes de dégradation et de lixiviation pris en compte et le taux de contribution α_{inair} relativement faible (10^{-4}) comparé aux observations de l'US EPA (10^{-2}). L'ajustement n'a volontairement pas été réalisé pour ne pas fausser la comparaison.

Dans la majorité des cas, on remarque que les différents modèles ont tendance à sous-estimer les concentrations réelles dans le cas de faibles concentrations à la source. Ceci s'explique en partie par l'existence d'un bruit de fond. Les concentrations modélisées étant faibles au regard des concentrations à la source, ce bruit de fond a nécessairement un poids plus important. Dans le cas de fortes concentrations à la source, au contraire, les modèles tendent à surestimer les concentrations dans l'air intérieur. Ceci est en accord, pour VOLASOIL, avec les observations de l'étude VAN WIJNEN et al. de 2006.

Conformément aux résultats de la comparaison directe, il ressort de l'analyse détaillée que l'adaptation du modèle J&E pour le cas d'un vide sanitaire entraîne des sous-estimations par rapport au cas plein sol ou sous-sol. On notera en particulier l'influence de cette adaptation dans le cas où les concentrations dans les eaux souterraines sont utilisées (annexe 14.5). En effet, pour les autres types de construction, on observe une meilleure corrélation pour le modèle Johnson et Ettinger (annexe 14.4 et 12.6).

De même, l'adaptation du modèle HESP (réalisée par les concepteurs) pour le cas d'un sous-sol permet de réduire la sous-estimation due à la non prise en compte du phénomène de convection. Le transfert par diffusion au travers des parois verticales du sous-sol influence nettement le résultat. Ceci est manifeste lorsque les annexes 14.8 et 14.9 sont comparées entre elles. Dans la première, les concentrations modélisées sont, en général, inférieures de plus d'un ordre de grandeur par rapport à celles de J&E. Dans l'annexe 14.9, au contraire, les résultats sont semblables pour une partie des substances et supérieurs d'environ 1 ordre de grandeur pour les autres.

Pour ce qui est de la biodégradation à laquelle les hydrocarbures sont sensibles, l'analyse plus poussée de la comparaison entre mesures et modélisations pour ce type de composés montre des sous-estimations de 2 à 3 ordres de grandeurs lorsque la concentration sous les fondations est utilisée. Lors de la modélisation à partir de la concentration dans l'air du sol (à une profondeur supérieure au mètre) ou à partir d'une concentration dans les eaux souterraines, les modèles ont plus tendance à surestimer les concentrations réelles. Cette surestimation reste limitée à 1 ordre de grandeur dans la majorité des cas pour HESP et J&E alors qu'elle est de 3 ordres de grandeurs pour VOLASOIL (dans la plupart des cas) (voir annexe 15).

Dans tous les cas, il est certain qu'un phénomène influence la concentration finale dans l'air intérieur par rapport à ces observations. Cependant il n'est pas certain que la biodégradation soit le seul phénomène les expliquant. L'infiltration de même que l'adsorption de vapeurs, qui ne sont pas modélisés (sauf l'infiltration pour CalTOX), sont susceptibles d'avoir des conséquences semblables sur les concentrations modélisées. L'examen de cette seule base de données (comprenant 62 mesures pour les BTEX), avec le peu de paramètres disponibles, ne permet donc pas de conclure quant à la pertinence d'ajouter un module permettant de modéliser le phénomène de biodégradation pour ce type de composés. De plus, l'ajout d'équations inclurait de nouvelles sources d'incertitudes avec notamment le paramètre définissant la constante de dégradation du composé ou ceux en lien avec l'oxygène assurant la biodégradation aérobie (Walden, 2001).

A l'heure actuelle, le modèle BIOVAPOR complétant le modèle Johnson et Ettinger s'avère être le plus élaboré pour modéliser ce phénomène. Il a été développé par GSI Environmental à partir des travaux de George DEVAULL (2007) pour l'American Petroleum Institute (API, 2010). L'utilisation d'un tel module induirait une atténuation supplémentaire de 100 à 10⁶ (DAVIS, 2010). Selon une comparaison avec des mesures de terrains, le modèle représente bien le phénomène de biodégradation avec moins d'un ordre de grandeur de différence avec les mesures (DAVIS, 2010). Cependant, au regard des résultats en annexe 15, les concentrations modélisées en incluant ce type de module seraient nécessairement inférieures aux concentrations réelles de 1 à 5 ordres de grandeurs (facteur d'atténuation α multiplié par 10² à 10⁶ pour J&E). Par conséquent, n'ayant pas accès à des données supplémentaires permettant de quantifier les concentrations en hydrocarbures provenant du sous-sol indépendamment des sources intérieures, la non prise en compte de la biodégradation dans la modélisation, même si elle constitue une simplification de la réalité, représente un facteur protecteur à l'égard de la santé humaine.

b) Hypothèses quant aux écarts observés

Les écarts dans le cas de sous-estimations sont, en général, limités à 2 ordres de grandeurs pour les modèles J&E et VOLASOIL qui sont en théorie les deux modèles les plus adaptés pour ce type de modélisation. Cependant, il faut mettre en avant le fait que la part de la concentration mesurée dans l'air intérieur attribuable à la pollution présente sous l'habitation est difficilement quantifiable. De plus, la

modélisation telle qu'utilisée dans le cadre des EQRS n'a pas pour but de quantifier la concentration totale en polluant effectivement présente et à laquelle les cibles seront exposées. Pour le cas précis de l'air intérieur, les mesures dans les milieux d'exposition sont, la plupart du temps, faussées par des sources intérieures ou par des pollutions extérieures non corrélées à la pollution du sol. A titre d'exemple, les concentrations résiduelles dans l'air intérieur proposées dans la base de données de l'US EPA (2008) pour corriger les résultats de la modélisation sont de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le trichloroéthylène (médiane) et de $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le tétrachloroéthylène (médiane) qui sont les composés majoritairement rencontrés (parmi les données de la base). Ces concentrations résiduelles correspondent aux résultats d'une campagne de mesures sur des logements américains semblables à celle réalisée par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) en France. Or les concentrations modélisées sont dans le même ordre de grandeur voire inférieures à ces concentrations résiduelles (dans le cas d'une concentration faible à la source), ce qui entraîne donc un biais conséquent lors de la comparaison.

Après correction des concentrations pour chaque substance dans l'air intérieur par les concentrations correspondant à la médiane du bruit de fond proposée par l'US EPA, il est certes évident que les modélisations corrélaient mieux aux mesures et que les modèles sont moins minorants (48,9% de sous-estimations pour HESP contre 52,2 ; 79,1% contre 82,7 pour J&E et 13,7 contre 16,7 pour VOLASOIL). La médiane et le 95^{ème} percentile sont aussi plus faibles. Mais les différences ne sont pas suffisamment importantes (annexe 16) par rapport au cas où le bruit de fond est considéré pour permettre d'apporter des précisions supplémentaires.

De part le nombre important de paramètres qui n'ont pas pu être renseignés et les variabilités importantes observées en termes d'écart entre concentrations mesurées et modélisées, il est difficile de mettre en avant d'autres hypothèses que celles proposées dans la partie V.A.

c) Conclusion

Cette comparaison entre mesures et modélisation met ainsi en évidence la difficulté de modéliser la réalité et l'ensemble des phénomènes mis en jeu dans le transfert de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur comme ce qui a été constaté lors de la tentative de calibrage du modèle HESP (MOORE et al., 1996). De nombreux paramètres ayant une influence significative au regard de l'analyse de sensibilité n'ont ainsi pas pu être renseignés par manque de données (taux de ventilation, taux de fissures des fondations...). De plus, aucune corrélation n'est observée entre les concentrations dans l'air du sol et les concentrations dans l'air intérieur. Ainsi un maximum de concentration dans l'air du sol ne correspond pas nécessairement à un maximum de concentration dans l'air intérieur. Ces concentrations sont en effet soumises à une grande variabilité temporelle (HULOT et al., 2010). Elles sont fortement dépendantes des conditions climatiques et difficilement reproductibles (HULOT et al., 2003b). Il est par conséquent difficile de conclure quant à la validité ou non des modèles. La seule conclusion possible concerne le fait que VOLASOIL est, dans tous les cas, le modèle le plus protecteur alors que les modélisations de CalTOX (tel que proposé dans la version 4.0) sont nettement inférieures. De plus, il est observé une meilleure corrélation lorsque les concentrations dans les eaux souterraines sont utilisées pour la modélisation (par rapport aux concentrations dans l'air du sol).

VI. Discussion sur les incertitudes et analyse des conséquences en termes de risques sanitaires et de gestion

A. Discussion sur les incertitudes

1. Incertitudes sur les concentrations utilisées en entrée du modèle

- Incertitudes sur la concentration dans l'air du sol

La méthode d'échantillonnage par piézair permettant de réaliser les mesures de concentrations dans l'air du sol est source d'incertitudes car très sensibles aux conditions de prélèvement. De plus, ces concentrations sont soumises à une variabilité importante et par conséquent cela entraîne une incertitude sur la concentration définie en entrée du modèle et donc sur ses résultats.

- Seuils de détection

Comme cela a été décrit dans le paragraphe V.B.2, les seuils de détection ont été inclus sous la forme de concentrations effectivement mesurées comme cela est conseillé par la méthode HELSEL (2005) entraînant par conséquent une surestimation.

- Erreur analytique

Lors de l'analyse de l'échantillon en laboratoire, ce dernier définit un pourcentage d'erreur suivant les normes utilisées, dépendant de la matrice (solide, liquide, gazeuse) et du type de substance analysée. A titre d'exemple, les incertitudes (déterminées par un des laboratoires analysant les échantillons d'HPC Envirotec) sur les concentrations dans les sols et dans l'eau s'échelonnent entre 25 et 30% pour les composés volatils. Elle atteint 40% pour le cas d'un échantillon d'air du sol pour les COV aromatiques. A noter que les incertitudes sur les concentrations mesurées dans l'air du sol n'ont pas été déterminées par ce laboratoire pour les autres substances volatiles.

- Concentrations maximales

Dans un but protecteur à l'égard de la santé humaine et dans certains cas, les concentrations maximales relevées ont été conservées dans la base de données (en tant que concentration effective). Or la variabilité des mesures et la difficulté de reproductibilité pour ce qui est de l'air du sol peut amener à la prise en compte d'une concentration importante par rapport à la réalité et donc entraîner une surestimation.

Plus généralement, dans le cadre des EQRS, lorsque plusieurs mesures de concentrations dans le milieu source sont disponibles, la moyenne est prise en compte dans l'évaluation des expositions. De plus, lors des prélèvements, un dégazage peut survenir entraînant une sous-estimation de la concentration réelle.

2. Incertitudes liées aux hypothèses majeures des modèles

- Hypothèse de source infinie (HESP, VOLASOIL, RW et J&E)

Elle implique un état stationnaire qui permet la résolution des équations différentielles définissant les transferts. Cette hypothèse aboutit à une surestimation des concentrations.

A noter que J&E propose un modèle source finie qui suppose l'état quasi-stationnaire et la connaissance de l'épaisseur du panache de pollution. De même, l'état quasi-stationnaire est supposé dans la

modélisation par CalTOX. Il est ainsi normalement observé que les concentrations modélisées par CalTOX sont inférieures à celles des autres modèles.

➤ Hypothèse de sol homogène

Cette hypothèse simplificatrice est en contradiction avec la réalité car les sols sont extrêmement hétérogènes et leurs propriétés sont donc très variables suivant le point de prélèvement. Cette hypothèse conduit donc à une incertitude importante.

Les propriétés du sol sont aussi susceptibles de varier suite à la construction en particulier la teneur en eau. En effet, l'infiltration d'eau par l'intermédiaire des précipitations sera fortement réduite sous l'habitation conduisant inévitablement à une augmentation de la teneur en air et donc du flux par diffusion au travers de cette phase (ITRC, 2007).

De plus il n'est pas considéré de voie de transfert préférentielle dans les sols dues à des macropores, des fissures ou même la présence de réseaux d'assainissement ou d'égouts et qui conduirait à des flux de vapeurs supérieurs à ceux modélisés (ITRC, 2007).

➤ Hypothèse une dimension

Cette hypothèse conduit au fait que seul l'ensemble de la pollution située verticalement sous l'habitation est susceptible de contaminer l'air intérieur. Les flux latéraux ne sont ainsi pas pris en compte dans la modélisation. L'étude menée par Ozgur BOZKURT (2009) a montré par l'intermédiaire d'une modélisation à trois dimensions que le phénomène de convection entraîne des mouvements de vapeurs à proximité du bâtiment limitant les pertes par transfert latéraux vers l'air extérieur. Par conséquent, dans le cas où la surface de la zone polluée est supérieure à la surface du bâtiment, la non prise en compte des flux latéraux (induit en partie par la convection) aboutit à une sous-estimation difficile à quantifier.

➤ Hypothèse d'absence d'adsorption des vapeurs

Dans le cadre de la modélisation des concentrations dans l'air intérieur, il n'est pas pris en compte d'adsorption de vapeurs sur la matrice organique du sol (sauf dans le cas d'une modélisation à partir d'une concentration par unité massique de sol) qui est susceptible de se produire (WEAVER et al., 2005b). Cette hypothèse amène nécessairement à une surestimation potentielle.

➤ Hypothèse d'absence de biodégradation

Les hydrocarbures sont très sensibles à la biodégradation dans la zone insaturée par voie aérobie alors que la biodégradation des solvants chlorés se fait davantage par voies anaérobie (Weaver et al., 2005b). Dans tous les cas, la non prise en compte de la biodégradation dans la modélisation aboutit à une surestimation des concentrations. Cette hypothèse est donc protectrice du point de vue de la santé humaine car la biodégradation des COV conduirait à une diminution de l'exposition par inhalation au cours de la période d'exposition.

➤ Hypothèse de non prise en compte du bruit de fond

Les composés d'intérêt sanitaire généralement retenus dans les modélisations relatives aux EQRS sont majoritairement des COV. Or il apparaît que de nombreuses sources de ces substances sont susceptibles d'exister au sein même de l'habitation (vernis, colles, peintures, moquettes, produits d'entretien, meubles, tabac etc.). A ce titre, les habitations récentes ou rénovées présentent des concentrations en COV en général 1 à 2 ordres de grandeur supérieures à celles dans les autres lieux de vie (WEAVER et al., 2005b). La concentration en COV peut donc présenter une variabilité importante et ceci pour les mêmes conditions de pollution des sols ou des eaux souterraines. De plus, étant donné les échanges entre air intérieur et air extérieur dus à la ventilation, les sources extérieures comme la pollution automobile ou industrielle sont aussi à l'origine de la présence de COV au sein de l'habitation. Il

est ainsi estimé que 70% de la concentration dans l'air intérieur résulte de sources inconnues (WEAVER et al, 2005b).

A titre d'exemple de concentrations résiduelles, l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) a mené une campagne de mesures sur des logements français (mentionnée précédemment) dont les résultats sont parus en 2006. La concentration en benzène (composé très fréquemment rencontré dans le domaine des sites et sols pollués) dans les logements français présente une médiane à $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un 95^{ème} percentile à $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (KIRCHNER et al., 2006).

Cependant le but de la modélisation, dans le cadre des EQRS menées au sein d'un bureau d'études, est d'évaluer l'exposition attribuable à la contamination des sols/eaux souterraines sans prendre en considération ce bruit de fond variable d'une habitation à l'autre et d'une région à l'autre. Les résultats modélisés auront donc toujours tendance à sous-estimer les concentrations réelles dans les milieux d'exposition.

3. Incertitudes des paramètres et leur influence sur les entrées de vapeurs dans l'air intérieur

➤ Perméabilité intrinsèque

L'unité de la perméabilité intrinsèque du sol correspond à une unité de surface. Les valeurs s'échelonnent entre 10^{-15}cm^2 pour les argiles marines à 10^{-3}cm^2 pour les graviers (BOZKURT, 2009). La perméabilité intrinsèque est liée à la taille des pores au sein de la matrice solide liée à la taille des grains de cette matrice. Plus la taille des grains est faible, plus la surface de contact possible avec le fluide la traversant augmente ce qui a pour conséquence une augmentation du phénomène de friction et donc une limitation du flux (BOZKURT, 2009). La perméabilité intrinsèque intervient dans la formule de Darcy pour le calcul du flux de polluant émis par convection. Elle constitue le facteur limitant pour le modèle J&E (HULOT et al., 2003a) et intervient dans une moindre mesure pour VOLASOIL (voir l'étude de sensibilité au paragraphe III.D.). Au niveau de la modélisation, les bâtiments sont régulièrement construits sur une couche de sable ayant une perméabilité plus faible que la couche de sol sous jacente, ce qui n'est pas modélisé et entraîne donc une incertitude sur le calcul du flux par convection et par diffusion. De plus, la perméabilité intrinsèque est considérée comme un paramètre homogène dans l'ensemble de la couche de sol, ce qui est en contradiction avec la réalité.

➤ Porosité du sol

La porosité du sol correspond à la fraction de sol non occupée par la matrice solide. De cette porosité totale dépend la teneur en eau et en air du sol elles-mêmes dépendantes des conditions climatiques. Le fait de considérer les propriétés physico-chimiques du sol constantes au cours du temps peut donc amener à une sur/sous-estimation du fait que la teneur en air du sol joue un rôle important dans le phénomène de diffusion des polluants et ceci par l'intermédiaire du coefficient de diffusion (calculé par la formule de Millington et Quirk).

➤ Fraction de carbone organique du sol

La fraction de carbone organique intervient dans le calcul de la concentration dans l'air du sol à partir de la concentration par unité massique de sol. Les valeurs recommandées par l'US EPA pour le modèle Johnson et Ettinger s'échelonnent entre 0,002 et 0,006 alors que celle d'HESP (utilisée dans l'outil d'HPC) est de 0,02 (VEERKAMP et al., 1994). La prise en compte d'une fraction de carbone organique plus importante amènent à une sous-estimation du fait d'une plus grande adsorption modélisée.

➤ Constante de Henry

Pour déterminer la concentration dans l'air du sol à partir de la concentration par unité massique de sol, la constante de Henry du composé est utilisée. Comme il a été vu précédemment, celle-ci dépend de la

température et doit donc être calculée à la température du sol. La formule utilisée par l'outil d'HPC Envirotec correspond à l'équation de Wolff 1982 proposée dans la documentation HESP qui est la suivante :

$$\ln(H_{T_{sol}}) = \ln(H_{T_{réf}}) + 0,024 \cdot (T_{sol} - T_{réf}).$$

Le guide d'utilisateur fourni par l'US EPA recommande, quant à lui, l'emploi de la formule de Clapeyron utilisant l'enthalpie de vaporisation du composé.

$$H_{T_{sol}} = \frac{\exp\left[\frac{-\Delta H_{v,TS}}{1,9872} \cdot \left(\frac{1}{T_{sol}} - \frac{1}{T_{réf}}\right)\right]}{8,205 \cdot 10^{-5} \cdot T_{sol}} H_{T_{réf}}$$

Avec :

- $\Delta H_{v,TS}$: enthalpie de vaporisation du composé à la température du sol (cal/mol)
- $H_{T_{réf}}$: la constante de Henry à la température de référence (298,15 K) en atm.m³/mol
- $H_{T_{sol}}$, la constante de Henry adimensionnée

A titre d'exemple, la constante de Henry à 285,15 K, pour le benzène, est estimée à 0,159 avec la formule de Wolff contre 0,115 avec la formule de Clapeyron. L'utilisation de la constante de Henry à la température du sol calculée par la formule de Wolff aboutit donc à une concentration supérieure à celle qui serait modélisée par l'intermédiaire de la formule de Clapeyron.

Cependant, dans l'outil, la valeur de la température du sol est choisie à 10°C (l'intervalle de valeurs recommandées par l'USEPA étant de 11,25°C à 18,75°C (15°C plus ou moins 25%). Ceci réduit la surestimation liée à l'utilisation de la formule de Wolff préférentiellement à celle de Clapeyron.

➤ Type de fondations

Le type de fondations joue un rôle important sur la dilution de la pollution. En effet, la dalle de béton se comporte comme une barrière contre l'entrée de vapeurs dans l'habitation. Cette dernière n'est rendue possible que par les fissures, les interstices ou encore la porosité de la dalle. A titre d'information, la perméabilité intrinsèque du béton est estimée à 10⁻¹⁷ m² (CHOINSKA, 2006), la perméabilité de la couche de sol la plus imperméable (argile) étant de l'ordre de 10⁻¹⁶ m² (US EPA, 2004). Les habitations construites sur vide sanitaire sont donc susceptibles d'être plus sujettes aux entrées de vapeurs que les autres types de constructions (MILLS et al., 2007). Cependant, la présence d'un vide sanitaire est censée logiquement aboutir à une dilution de la concentration par rapport au cas plein sol. C'est pour cela qu'HESP suggère l'utilisation d'un facteur 0,1 entre la concentration modélisée dans le vide sanitaire et la concentration dans l'air intérieur. Selon le rapport de l'ITRC (2007), le taux de contribution entre l'air du vide sanitaire et l'air intérieur est de 10 à 25%. Cependant, l'US-EPA (2002) recommande, dans un but protecteur, de ne pas appliquer de facteur de dilution entre ces deux concentrations considérant le fait que l'atténuation observée est minime.

Par ailleurs, une habitation construite sur sous-sol sera plus soumise aux entrées de vapeurs qu'une habitation de type plein sol du fait de fondations plus proches de la source de pollution et de parois verticales enterrées susceptibles d'être soumises à un flux de polluants.

Le type de construction (sous-sol ou plein sol) est aussi en lien avec le pourcentage surfacique de fissures (crack ratio η , J&E), la hauteur de mélange (J&E) et la distance source-fondations.

➤ Taux de ventilation

Le taux de ventilation est variable au cours de l'année (supérieur en été) et d'une habitation à l'autre. La valeur de 0,504 est celle recommandée par le modèle RISC WorkBench (la valeur standard pour Johnson et Ettinger étant de 0,51 correspondant à la médiane des valeurs observées lors de l'étude Murray and

Burmester (1995) sur 2844 habitations (USEPA, 2004)). Considérer une valeur fixe constante est donc source d'incertitudes. Cependant l'utilisation de la valeur de $0,5 \text{ h}^{-1}$ comme valeur standard est considérée comme protectrice par l'agence CAL EPA (2004).

➤ Pourcentage de fissures dans la dalle de béton

Ce paramètre définit le pourcentage de la surface des fondations par lequel les vapeurs entrent dans l'habitation. Ce paramètre apparaît comme important lorsque le phénomène de diffusion est relativement conséquent c'est-à-dire pour une perméabilité intrinsèque du sol inférieure à 10^{-9} cm^2 selon l'agence CAL EPA. Les valeurs proposées par Johnson et Ettinger s'échelonne entre 0,0001 et 0,005 alors que l'American Society of Testing Materials (ASTM) recommande une valeur fixe à 0,01. Les valeurs utilisées dans le cadre de ce mémoire sont 0,0002 (sous-sol) et 0,00038 (plein sol) pour J&E et 10^{-5} pour VOLASOIL (valeur standard selon l'US EPA, 2004 et Waitz et al., 1996).

De plus, il est tout à fait possible que la dalle de béton comporte des ouvertures pour le passage de la plomberie, des réseaux d'assainissement ou encore des câbles électriques. Ces ouvertures vont alors se comporter comme des voies de transferts préférentielles.

➤ Différence de pression entre sol et air intérieur

Ce paramètre intervient dans le cadre de la loi de Darcy pour le calcul du flux de polluant par convection. La différence de pression est fortement dépendante des conditions climatiques et est donc variable au cours du temps (de 0 à 20 Pa) (US EPA, 2004). Le vent et le chauffage sont à l'origine de cette différence de pression qui est censée être supérieure en hiver. La valeur recommandée de 4 Pa et utilisée dans la comparaison est considérée comme protectrice par l'US EPA.

➤ Dimensions de l'habitation classique

Pour la comparaison, n'ayant pas de données sur les dimensions des bâtiments étudiés, les paramètres longueur, largeur et hauteur ont été fixées par HPC Envirotec à des dimensions standards : 15 m x 7 m x 2.5 m (dimensions recommandées par l'US-EPA : 10 m x 10 m x 2.5 m). Le flux entrant dans l'air intérieur dépend de la surface en contact avec le sol. Suivant les cas, il est donc possible de sur ou de sous-estimer le flux de vapeurs entrant.

➤ Taux de contribution à l'air intérieur

Ce taux utilisé par HESP et appliqué dans certaines adaptations a été discuté au chapitre II.A.2.c

➤ Teneur en eau de la zone capillaire

De la teneur en eau de la zone capillaire calculée au moyen de la formule de Van Genuchten (1980) et de la porosité dépend sa teneur en air. Cette teneur en eau est susceptible de varier au cours du temps du fait du battement de la nappe sous jacente. La valeur de ce paramètre est donc incertaine. Or, par rapport à l'étude de sensibilité qui a été réalisée, elle constitue le facteur limitant pour la diffusion vers la zone insaturée et donc vers l'air intérieur. C'est d'ailleurs sur cette hypothèse que le modèle RW néglige le transfert par convection.

➤ Battement de la nappe

La hauteur de la nappe à un temps donné dépend grandement des conditions climatiques. Dans un premier temps, cela influence la longueur de la colonne de sol dans laquelle le polluant se diffuse. De plus, il existe un phénomène dénommé « plume diving » : lors du battement de la nappe, certains composés situés immédiatement au dessus du toit de la nappe sont susceptibles de se retrouver piégés sous le niveau piézométrique, ce qui réduit fortement leur capacité de volatilisation dans l'air du sol (Weaver et al., 2005b).

4. Incertitudes liées au calcul de la concentration moyenne inhalée

Par ailleurs, il semble important de souligner qu'il existe des sources d'incertitudes supplémentaires indépendantes de la modélisation et ayant une influence sur la quantification du risque sanitaire. On notera en particulier les :

➤ Incertitudes sur les scénarii d'exposition

Du fait qu'il s'agisse dans la majorité des cas d'un projet futur, il est impossible de réaliser une enquête sur les comportements de la population cible permettant de définir précisément les budgets espaces temps. Ces derniers sont donc déterminés à partir d'études (INSEE, INERIS, INVS) ou de la base de données CIBLEX. Du fait que les comportements sont susceptibles d'être différents des données de ces bases, cela entraîne nécessairement une majoration ou une minoration de l'exposition et par conséquent du risque. De façon à limiter les risques de sous-estimation de l'exposition, le budget espace temps est alors déterminé de façon protectrice.

➤ Incertitudes quant aux choix des VTR

Les VTR influencent directement le résultat du calcul du risque sanitaire. Leur choix est documenté dans la base de données. Il est réalisé en fonction du type de données des études sources (humaines, épidémiologiques ou animales), de l'adaptation des ces études aux voies d'exposition (ou budget espace temps...), de la fiabilité de l'organisme les ayant générées et de la qualité des informations concernant l'étude. Dans un but de limiter les incertitudes liées à ces VTR, il est systématiquement pratiqué un calcul des risques sanitaires en considérant des VTR minorantes et majorantes de façon à vérifier que la variation du risque sanitaire calculé demeure acceptable.

Ainsi, les phénomènes régissant l'entrée de vapeurs dans les bâtiments sont complexes et font intervenir de nombreux paramètres. Certains d'entre eux sont susceptibles d'être des sources d'incertitudes importantes et d'avoir une conséquence sur le résultat de la modélisation. Il est donc nécessaire d'évaluer en termes d'ordres de grandeur cet impact.

5. Etude des incertitudes

L'étude des incertitudes a pour but de mettre en évidence l'intervalle de valeurs dans lequel la concentration modélisée est susceptible de se trouver en fonction de l'intervalle de valeurs proposées pour chaque paramètre. Ainsi, pour chaque paramètre d'entrée, les valeurs minimales et maximales ont été identifiées par une recherche bibliographique. Les intervalles de valeurs et les sources correspondantes sont disponibles en annexe 17.

Pour ce qui est de la démarche, le logiciel @Risk permet d'effectuer une simulation de type MONTE CARLO simultanément sur tous les paramètres d'entrée. Les concentrations modélisées sont ensuite analysées par le logiciel. En tant que résultats d'analyse, il permet entre autre de représenter les fréquences cumulées. Sur le plan statistique, les valeurs minimales, maximales, la moyenne et l'écart type sont répertoriés.

La simulation est ainsi effectuée pour le benzène avec une concentration de 1 mg/kg de sol pour les modules HESP, J&E et VOLASOIL et à 1 mg/L dans les eaux souterraines pour les modules RW, J&E ES et VOLASOIL ES. Les modèles sont employés pour les types de construction pour lesquels ils ont été conçus (c'est à dire sans les adaptations). Les résultats de cette analyse pour 500 valeurs de paramètres différentes sont disponibles en annexe 18.

Il est à noter que les valeurs extrêmes sont obtenues en appliquant les valeurs extrêmes à chaque paramètre ce qui ne correspond pas à des cas réalistes susceptibles d'être rencontrés. En effet, étant donnés les résultats de l'analyse de sensibilité et les intervalles de valeurs pour la perméabilité intrinsèque et la teneur en air du sol, le fait de fixer ces deux paramètres respectivement à leurs valeurs

extrêmes (10^{-6} cm² pour les sables grossiers et 0,49 correspondant à une porosité totale de 0,53 et à une teneur en eau minimale de 0,04) fait varier de 2 ordres de grandeurs la concentration modélisée mais ne correspond pas à un cas possible, le sable grossier ayant une porosité de 0,38 (CASTANY, 1982). Les valeurs extrêmes ne seront donc pas analysées par la suite.

- Pour HESP, on remarque que la majorité des résultats (90%) se trouve entre 0,1 et 95,6 mg/m³ soit 3 ordres de grandeurs de différence. L'écart type est important (46,3).
- 90% des concentrations modélisées par le module Johnson et Ettinger (hypothèse de source infinie) sont entre 0,01 et 12,43 mg/m³ soit toujours 3 ordres de grandeurs. L'écart type est plus réduit que pour HESP (7,12).
- Pour VOLASOIL, 90% des concentrations modélisées s'échelonnent entre 0,00049 et 1,16 mg/m³ soit 4 ordres de grandeur. Cependant l'écart type de 2,96 traduit une dispersion moindre des résultats autour de la moyenne par rapport aux deux autres modèles utilisés pour la modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir d'une source sol.
- RISC WorkBench constitue le modèle avec le plus faible écart type (0,00107) et 90% des concentrations modélisées situées dans un intervalle restreint à 1 ordre de grandeur ([0,14 ; 2,99]).
- Pour le module eaux souterraines de J&E, l'intervalle comprenant 90% des concentrations modélisées s'échelonne sur 3 ordres de grandeur ($[10^{-4} ; 10^{-1}]$). L'écart type est plus faible que pour le module utilisé pour une pollution des sols.
- Enfin, le module VOLASOIL Eaux Souterraines présente un écart type semblable à celui du module sol/air du sol (2,37), l'écart étant de 3 ordres de grandeur de différence entre les deux bornes de l'intervalle comprenant 90% des résultats.

De ceci, on peut en déduire que les incertitudes sur les paramètres d'entrée jouent un rôle important sur l'incertitude de la concentration modélisée. Dans la majorité des cas (sauf pour RW), la différence entre les deux bornes de l'intervalle comprenant 90% des résultats est de 3 ordres de grandeurs (4 ordres de grandeurs pour VOLASOIL uniquement dans le cas d'une pollution des sols). A titre de comparaison, une incertitude de 2 ordres de grandeurs est considérée au niveau européen lors de l'utilisation de ce type de modèle (INERIS, 2010).

Comme cela a été décrit dans le paragraphe précédent, la modélisation du transfert de polluant du sol vers l'air intérieur est soumise à un nombre important d'incertitudes et ceci quelque soit le modèle utilisé.

B. Conséquences des incertitudes et des écarts entre les modèles sur le plan de la santé

1. Conséquences sur la quantification du risque

Les écarts entre les concentrations des différents modèles se répercutent directement sur la quantification du risque sanitaire inhérent à l'exposition aux substances toxiques présentes dans l'air intérieur. Au regard des conclusions apportées dans la partie précédente, le modèle le plus protecteur à l'égard de la santé humaine est VOLASOIL. Son utilisation préférentielle par rapport aux autres modèles sera donc un critère de sécurité. Au contraire, l'utilisation de CalTOX tel que proposé dans la feuille de calculs de la version 4.0 aboutira probablement à une sous-estimation du risque sanitaire lié à la contamination du sol, et dans tous les cas à une sous-estimation par rapport à l'utilisation des autres modèles.

D'après l'étude des incertitudes précédente et étant donnée la formule utilisée pour le calcul de l'excès de risque individuel et du quotient de danger, l'incertitude sur l'ERI et le QD est donc en général de 2 à 3

ordres de grandeurs (4 pour VOLASOIL dans le cas d'une pollution des sols) et ceci indépendamment du budget espace temps considéré. Cependant, il est important de rappeler que les paramètres proposés dans les documentations relatives aux modèles ont été définis dans un but protecteur à l'égard de la santé humaine limitant ainsi les risques de sous-estimations.

Par ailleurs, le type de fondations a un impact sur les écarts entre les concentrations modélisées par les différents modèles. Ceci est manifeste pour HESP (par rapport à J&E) lorsqu'est considérée une habitation plain-pied ou une habitation construite sur sous-sol ou encore pour J&E (par rapport à VOLASOIL) lors de son utilisation dans le cas d'un vide sanitaire par rapport au cas plein sol. L'utilisation d'un modèle préférentiellement à un autre pour un type de fondation donné et pour lequel il n'est théoriquement pas adapté sera susceptible d'avoir pour conséquence une sous/surestimation du risque (par rapport à ce qui a été observé dans la partie précédente en comparant aux données issues de mesures). Cependant, il semble important de rappeler que la modélisation, dans le cadre des EQRS liées à un site pollué, n'a pour vocation que d'estimer le risque attribuable à la contamination du sol ou des eaux souterraines, risque qui sera toujours inférieur au risque total considérant l'ensemble des sources de polluants.

2. Conséquences sur la perception du risque

La qualité de l'air intérieur et les risques associés fait partie des préoccupations à la fois de la population et des différentes parties prenantes. La modélisation n'est pas bien comprise par la population qui préfère l'utilisation de données de terrain pour la quantification du risque sanitaire à laquelle elle est exposée (ITRC, 2007). Ceci est particulièrement vrai dans le cas d'établissements sensibles tels que les crèches ou autres établissements scolaires. Ainsi la confiance dans les résultats de la modélisation est inférieure à celle octroyée aux mesures directes (INERIS et al., 2006), d'autant plus que ces résultats sont souvent inférieurs aux mesures. Ceci a donc une conséquence directe sur la perception du risque quantifié à partir d'une telle modélisation. Cependant, cette dernière est parfois la seule possibilité d'estimer un risque sanitaire (en particulier dans le cadre d'un projet futur). Il apparaît donc plus rassurant d'utiliser des paramètres et hypothèses engendrant des surestimations en faveur d'une protection de la santé humaine, les résultats seront alors mieux perçus et acceptés par la population (ITRC, 2007) et les pouvoirs publics. Il est à noter que la détermination du scénario, notamment son réalisme, sur lequel est basé l'EQRS aura aussi un impact sur la perception des résultats.

C. Conséquences sur le plan de la gestion de la pollution

Le plan de gestion consécutif à l'évaluation des risques sanitaires aura a minima pour objectif d'atteindre un niveau de risque acceptable d'un point de vue sanitaire.

La modélisation permet, par l'intermédiaire du calcul inverse, de déterminer les concentrations maximales admissibles aboutissant à un risque acceptable, dans un premier temps substance par substance (CMA individuelles) puis en considérant l'additivité des risques (CMA-A). Ce calcul peut être effectué dans tous les milieux sources afin de mieux cibler les mesures de gestion à mettre en place. En comparant ces CMA-A aux concentrations présentes dans les sols ou les eaux souterraines du site et en effectuant un bilan coûts/avantages, différentes mesures de gestion sont susceptibles d'être proposées. A titre d'exemples, on trouve :

- l'excavation des terres pollués et leur traitement dans un centre spécialisé ;
- le traitement des sols in situ (par injection d'air type « venting » par exemple) jusqu'à l'atteinte des CMAs ;
- le recouvrement et/ou la mise en place de membranes étanches vis-à-vis des polluants volatils ;
- l'injection d'air dans les eaux souterraines (« air sparging ») complétée possiblement par un venting dans les couches de sols sus-jacentes ;

- le pompage des eaux souterraines (« pump and treat »)...

Alors que dans le cas d'une surestimation du risque aboutissant à des CMA-A plus faibles dans les sols, la question des problèmes sanitaires ne se pose plus, cela est complètement différent lorsque les CMA-A sont définies à partir d'une sous-estimation du risque sanitaire. Il est alors intéressant de s'interroger sur l'efficacité des mesures. Une fois celles-ci réalisées, les concentrations dans les milieux sources seront certes plus faibles, mais un risque sanitaire inacceptable pourrait persister.

A l'inverse, si les CMA-A sont définies à partir d'une surestimation du risque, il est possible que soit recommandée une interdiction de l'usage du site du fait de l'impossibilité technique ou économique d'atteindre les objectifs de concentrations dans les sols ou les eaux souterraines. Le projet est alors susceptible d'être abandonné alors qu'il serait tout à fait envisageable dans d'autres conditions de modélisation.

Dans tous les cas, une ARR permet in fine de s'assurer de la compatibilité des mesures de gestion avec les usages envisagés. Cette ARR est, en effet, réalisée sur les base de paramètres majorants (concentrations maximales mesurées après la mise en place des mesures de gestion) ce qui permet généralement de palier aux possibles minorations de la modélisation.

En conclusion, au regard de l'ampleur des conséquences que peut avoir la modélisation en particulier sur le plan de la santé humaine, il conviendra d'argumenter le choix d'un modèle plutôt qu'un autre en fonction de la situation rencontrée. Par ailleurs, les valeurs par défaut utilisées devront être justifiées scientifiquement et adaptées au cas et particulièrement pour les paramètres présentant une sensibilité importante (teneur en air et perméabilité intrinsèque). De part le nombre important d'incertitudes liées à la modélisation, le caractère protecteur à l'égard de la santé humaine de ces valeurs devra être mis en évidence ainsi que l'incertitude qui pèse sur le résultat de la modélisation.

VII. Optimisation de l'outil de modélisation

L'étude précédente a ainsi permis de mettre en évidence les limites de l'outil de modélisation d'HPC Envirotec. Certains points sont susceptibles d'être améliorés au travers de diverses optimisations. Cependant pour d'autres, certaines recommandations devront être suivies dans le cadre de modélisations futures.

A. Optimisations réalisées

- Les optimisations proposées dans la partie III ont été réalisées :
 - Le calcul inverse permettant de définir les CMA substance par substance a été automatisé par le biais d'une macro (calcul par itérations utilisant l'algorithme de dichotomie).
 - Concernant l'étude des incertitudes, elle a été complétée par la recherche des intervalles de valeurs pour les différents paramètres utilisés dans la modélisation de la concentration dans l'air intérieur. Par ailleurs, un onglet spécifique a été créé dans le fichier « paramètres » dans le but de renseigner sur le type de distribution par l'intermédiaire des fonctions du logiciel @RISK. Par la suite, la réalisation d'une étude des incertitudes se fera simplement par le lancement d'une simulation avec ce logiciel.
 - Au sein du fichier « résultats », une macro permet dorénavant de systématiser et de faciliter le calcul des quotients de danger en considérant l'additivité des risques pour les substances ayant le même organe cible. Ce code analyse les effets toxicologiques d'une substance dans la base de données associée et définit en conséquence les additivités de risques. Il permet aussi de réaliser directement le tableau de synthèse (tableau 1) et de le renseigner à partir du fichier résultats et des éléments de la base de données toxicologiques.
 - Dans le fichier « calculs », l'accessibilité aux équations a été optimisée de façon à apporter une transparence totale et faciliter la vérification et la compréhension des formules. Ceci a été rendu possible par la définition de noms de variables et le « recodage » des équations qui permettent au logiciel Excel de ne plus utiliser de formules renvoyant à une référence de cellule. En effet, dans ce dernier cas, il était parfois plus difficile à la fois de visualiser les équations et de repérer une erreur potentielle de paramétrage.
 - Enfin, l'uniformisation des modules est décrite dans la partie III.C.3.
- Par ailleurs :
 - De nouveaux modules ont été inclus au sein de l'outil. Il s'agit des modules J&E source infinie et eaux souterraines et du module VOLASOIL décrits dans la figure 4 et qui ont permis d'effectuer les travaux de comparaison.
 - L'étude n'a pas mis en évidence la nécessité d'inclure des équations supplémentaires permettant de modéliser le phénomène de biodégradation.
- Concernant les adaptations réalisées,
 - Le modèle VOLASOIL initialement conçu pour le cas d'un vide sanitaire a été adapté pour les types de fondations sous-sol et plein sol. Ainsi le coefficient de diffusion dans l'air utilisé dans l'équation (42) (annexe 5) prend en compte la couche de béton présente pour ce type de fondations. La formule du coefficient de diffusion, en utilisant l'équation (6) (annexe 2), est alors la suivante :

$$D_{eff,tot} = \frac{L_s + e_b}{\frac{L_s}{D_{sa}} + \frac{e_b}{D_{sac}}}$$

Avec :

- L_s : la colonne de sol (m)
- e_b : l'épaisseur de béton (m)
- D_{sa} : le coefficient de diffusion dans l'air du sol (m^2/h) (équation 42)
- D_{sac} : le coefficient de diffusion dans l'air du béton (m^2/h) introduit par le modèle HESP dans la formule 31 (annexe 3) (D_{sac} est calculé à partir de la relation de Millington Quirck (équation 3) en considérant une teneur en air du béton de 0,01, valeur proposée par l'ECETOC nr. 40 (European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals))

De même, la perméabilité intrinsèque du sol utilisée dans la formule (39) (permettant le calcul du flux par convection) a été ajustée en prenant en compte le béton des fondations et la formule proposée pour le calcul d'une perméabilité équivalente (1.20) (CASSAN, 2005). Ainsi :

$$K_{tot} = \frac{L_s + e_b}{\frac{L_s}{K_{sol}} + \frac{e_b}{K_b}}$$

Avec :

- L_s : la longueur de la colonne de sol (m)
- e_b : l'épaisseur de béton (m)
- K_{sol} : la perméabilité intrinsèque du sol (m^2)
- K_b : la perméabilité intrinsèque du béton (m^2) définie à partir d'une recherche bibliographique à $10^{-17} m^2$ (CHOINSKA, 2006).

Dans le cas d'un sous-sol, le volume de renouvellement d'air de base utilisé dans la formule 41 (annexe 5) est ajusté en fonction du volume du sous-sol (avec un taux de renouvellement d'air de base à $0.8 h^{-1}$ (Waitz et al., 1996)).

Etant donné les formules utilisées, les conséquences d'une telle adaptation au niveau des concentrations modélisées dépendent de l'épaisseur de sol considérée. Plus l'épaisseur de la couche de sol sera faible plus la présence de la couche de béton aura un impact sur la valeur du coefficient de diffusion et sur celle de la perméabilité intrinsèque impliquant une diminution importante des flux par diffusion et par convection. A titre d'exemple, dans le cas d'une pollution à 3 m sous les fondations, les ajustements conduisent à une diminution de la concentration dans l'air intérieur d'un facteur 15. Au regard des annexes 13.6 et 14.3, cet ajustement conduit à des concentrations modélisées équivalentes à celles de J&E (pour le cas d'un sous-sol).

- Concernant l'adaptation du modèle J&E pour le cas d'un sous-sol, celle-ci a été modifiée conformément à la documentation de l'US EPA.
- Pour le cas d'une utilisation du modèle J&E en présence d'un vide sanitaire, l'étude Mills et al. (2007), pour laquelle une adaptation a été réalisée, mentionne uniquement les équations différentielles considérées et non les solutions utilisées. Cependant, deux publications (Wyoming Department of Environmental Quality, 2007 et Soil Vapour Advice and Practice Guidelines Development Panel, 2009) propose une adaptation en considérant un pourcentage de fissures (crack ratio) de 100%. La dalle de béton est alors considérée

comme équivalente à une couche de sol. La valeur absolue du flux de vapeur entrant par convection dans le vide sanitaire (Q_{soil}) est ensuite déterminée à partir de l'équation 7 (annexe 2). L'ajustement est aussi réalisé au niveau de la hauteur de mélange prise égale à 2,94 m (hauteur de vide sanitaire + hauteur de mélange de la pièce sus-jacente) à défaut de valeur propre au vide sanitaire. Le taux de ventilation total du bâtiment est, quant à lui, ajusté avec le taux de ventilation supplémentaire dû à la présence du vide sanitaire (1.05 h^{-1} (Waitz et al., 1996)).

Au final, cette adaptation aboutit à une multiplication par 12 des concentrations dans l'air intérieur par rapport au cas d'un sous-sol pour une contamination du sol. Pour une contamination des eaux souterraines, le flux de diffusion au travers de la zone capillaire est le facteur limitant dans le processus de transfert de vapeurs et la modification de la valeur de Q_{soil} (flux par convection) induite par le vide sanitaire ne modifie pas notablement la valeur de la concentration finale du fait de la formule utilisée pour le calcul du coefficient α (équation 10, annexe 2)). Pour ce type de pollution, les concentrations dans le sous-sol et dans le vide sanitaire sont en effet équivalentes.

Au regard des résultats des annexes 13.4 et 14.2, cet ajustement permet au modèle J&E de modéliser des concentrations équivalentes à celles du modèle VOLASOIL (pour le cas d'un vide sanitaire) et de mieux corrélérer aux mesures de terrain. De plus, les concentrations modélisées par J&E pour le cas d'un vide sanitaire seraient supérieures à celles d'HESP, ce qui est cohérent avec le fait que ce dernier ne modélise pas la convection.

Ces différentes optimisations permettent tout d'abord de simplifier et de réduire certaines erreurs lors de la réalisation d'EQRS ainsi que d'apporter la possibilité d'adopter différentes approches suivant le modèle utilisé. Pour les équations supplémentaires et les adaptations, il s'agit davantage d'avoir une approche plus scientifique des phénomènes modélisés.

Au final, l'outil d'HPC par sa conception et le nombre de modules qu'il comprend permet de réaliser des EQRS simultanément pour plusieurs substances tout en comparant les résultats de modélisation issus de plusieurs modèles et en permettant le choix du modèle le plus adapté au cas étudié. De plus, la description de l'outil et ses modifications décrites dans ce mémoire devraient permettre de mieux comprendre son fonctionnement, ses résultats ainsi que les incertitudes qui les entourent.

B. Limites de l'outil d'HPC

Au même titre que tout modèle, le paramétrage constitue un point crucial dans la modélisation. Les limites techniques, le nombre conséquent de paramètres et leur variabilité rendent difficile tout type de validation expérimentale pour les outils modélisant le transfert de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur. Ceci a été mis en évidence dans les différentes études ayant pour but de valider les modèles étudiés dans ce mémoire.

De plus la signification de certains paramètres, leur rôle dans les équations ainsi que leur influence sur le résultat final peuvent être difficilement compréhensibles sans une étude approfondie de la documentation associée aux différents modèles.

Il faut aussi prendre en compte que les résultats ne sont pas absolus et n'ont pas pour vocation de l'être. La concentration modélisée représente simplement la part de la pollution de l'air intérieur attribuable à la source de pollution et non la concentration totale à laquelle seront exposées les cibles. De plus, ces résultats sont incertains du fait des nombreuses sources d'incertitudes associées aux paramètres ainsi que la difficulté de représenter la réalité des phénomènes. Cette simplification de la réalité constitue d'ailleurs une limite majeure de l'outil (et de la modélisation en général).

Par ailleurs, certaines substances sont susceptibles de se dégrader (si les conditions le permettent) en substances plus toxiques (ITRC, 2007), ce qui est le cas pour le PCE et le dichloroéthylène qui peuvent

se dégrader, en conditions anaérobies, en chlorure de vinyle (DENYS, 2004). A un instant « t » auquel sont effectuées les mesures de concentrations dans les milieux sources, la présence de ce produit de dégradation plus toxique peut ne pas être mise en évidence. L'outil de modélisation ne permet pas de modéliser ce type de dégradation, ce qui a pour conséquence la non quantification des concentrations dans l'air intérieur de ces produits de dégradations et donc une sous-estimation potentielle du risque. De plus, il n'est pas possible de prendre en compte d'éventuels effets de synergie dus au mélange de composés et pouvant accroître les effets néfastes sur la santé. Il est à noter que ce type d'effets est particulièrement difficile à évaluer en l'état actuel des connaissances (Scientific Committee on Health and Environmental Risks 2007). C'est pourquoi, concernant ce dernier point, la circulaire du 8 février 2007 précise qu'il est simplement considéré l'additivité des risques telle que décrite dans le paragraphe I.C.5.

Du fait qu'il comprend des modules issus de différents modèles existants, l'outil d'HPC présente les mêmes limites que ces derniers qui sont décrites dans la partie II. Certaines d'entre elles comme la modélisation substance par substance ou l'absence de calcul inverse ont été corrigées. D'autres comme le fait que certains modules ne sont pas utilisables pour un type de fondations précis ont été contournées par des ajustements ou l'ajout de nouveaux modules. Cependant, la diversité des études réalisées peut amener à l'analyse d'un site pour lequel aucun des modèles ne sera théoriquement applicable. A titre d'exemple, une modélisation de la concentration dans l'air intérieur pour le cas particulier d'habitations sur pilotis ou d'habitations de type mobil-homes posera ce type de problème.

Enfin, l'utilisation de macros, même s'il elle permet de simplifier certaines opérations et de limiter le risque d'erreur rend plus difficile la modification des feuilles de calculs Excel sur lesquelles elles s'exécutent. En effet, les références de cellules utilisées ne se mettent pas automatiquement à jour et nécessitent donc une correction manuelle (compliquée pour une personne non initiée aux codes de calculs) dans le cas d'ajout de ligne(s) ou de colonne(s).

C. Recommandations concernant la modélisation

Comme cela a été précisé dans la partie précédente, le paramétrage est très important. L'étude de la base de données de l'US EPA a ainsi mis en évidence des lacunes en termes d'informations disponibles sur les caractéristiques du sol ou des bâtiments. A ce titre, des mesures de terrains pertinentes devront être réalisées pour renseigner correctement le modèle, et cela pour un coût économiquement acceptable au regard de l'importance du paramètre mesuré. Elles devront donc, si possible, concerner les paramètres les plus sensibles qui ont été identifiés lors de l'analyse de sensibilité et pour lesquels des valeurs issues de la littérature sont utilisées. On notera en particulier :

- la teneur en air du sol influençant le transport par diffusion
- la perméabilité intrinsèque du sol pour le transport par convection
- la température du sol permettant le calcul de la constante de Henry

Compte tenu des incertitudes liées aux calculs des concentrations dans l'air du sol à partir de la concentration par unité massique de sol, il reste préférable d'utiliser directement les mesures de concentrations dans les gaz du sol, d'autant plus qu'elles rendent compte à la fois de la pollution des sols et des eaux souterraines. Cependant, l'échantillonnage pour ce type de mesure est très sensible et une attention particulière devra donc y être portée. L'utilisation de CalTOX induira alors des incertitudes au niveau de la concentration en entrée du fait qu'il est nécessaire de définir une concentration par unité massique de sol humide.

Par ailleurs, étant donnée la bonne corrélation observée entre les mesures dans l'air ambiant et les concentrations modélisées à partir des eaux souterraines, il est recommandé d'utiliser les concentrations dans les eaux souterraines en tant que données d'entrée préférentiellement à celles dans les gaz du sol

lorsqu'une pollution est supposée provenir initialement de la nappe. Celles-ci sont en effet moins sujettes aux variations temporelles.

Au niveau du choix du modèle, celui-ci pourra être argumenté en fonction des résultats qui ont été obtenus lors de la comparaison directe et de la comparaison avec les mesures de la base de données de l'US EPA. Au regard des observations et hypothèses apportées au sein de ce mémoire, les recommandations suivantes peuvent être faites :

- Lors d'une modélisation à partir d'une concentration dans les sols ou l'air du sol

- Il est recommandé dans un but protecteur d'utiliser le modèle VOLASOIL dans le cas d'un vide sanitaire. Etant donné les résultats fournis en annexe 14.2 et 14.5 (après multiplication par 12 en considérant l'ajustement), l'adaptation du modèle J&E peut aussi être utilisée.

- Pour les cas plein sol et sous-sol, le modèle J&E apparaît comme le modèle le plus adapté. Les résultats ne sont pas surprotecteurs et corréleront assez bien à la réalité. Ainsi, les concentrations modélisées sont, en général, supérieures d'un à deux ordres de grandeur par rapport à la médiane des concentrations mesurées (WEAVER et al., 2005b). De plus, il est le seul qui apparaît comme validé pour les substances non sujettes à la biodégradation (JOHNSON et al., 2002). L'utilisation de VOLASOIL et de son adaptation pour le cas plein sol reste protectrice à l'égard de la santé humaine dans la mesure où la distance source-fondations est suffisamment importante devant l'épaisseur des fondations (facteur 10 minimum). L'ajustement pour le cas d'un sous-sol conduit à des concentrations inférieures d'un facteur 2 à 3 (suivant la distance source-fondations) par rapport à celles de J&E.

Le modèle HESP ne sera utilisé qu'à titre de comparaison du fait qu'il ne modélise pas la convection. De même, il apparaît que pour ce type de modélisation, CalTOX (tel que proposé dans la version 4.0) n'est pas adapté.

- Lors d'une modélisation à partir d'une concentration dans les eaux souterraines

- La comparaison menée a permis de mettre en évidence une bonne corrélation du modèle J&E dont l'utilisation devra être préférée à celle de RISC WorkBench. VOLASOIL pourra, là encore, être utilisé dans un but protecteur dans le cas d'un vide sanitaire et, si les critères décrits précédemment sont remplis, dans le cas plein sol.

Dans tous les cas, il sera nécessaire d'employer des données fiables et représentatives sur les concentrations dans les sols / air du sol ou dans les eaux souterraines. Il sera important de prendre en considération les incertitudes mises en évidence dans ce mémoire lors du calcul du risque sanitaire. De plus, l'étude des incertitudes, telle que réalisée dans les EQRS, devra mentionner les différences occasionnées par le choix d'un modèle préférentiellement à un autre dues à la prise en compte ou non de certains phénomènes de transfert.

Lorsque certaines valeurs ne sont pas accessibles expérimentalement sur le terrain (économiquement ou techniquement), un soin particulier devra être porté au choix de valeurs par défaut tout en veillant à ne pas adopter une approche sur protectrice qui aboutirait à des objectifs de dépollution économiquement ou techniquement irréalisables sans réel bénéfice d'un point de vue de la santé publique.

Enfin, dans le cadre d'une estimation du phénomène de biodégradation, des données de concentrations dans les eaux souterraines et dans l'air du sol à plusieurs profondeurs ainsi que le renseignement des paramètres « distance nappe - point de prélèvement d'air », « type de sol », « teneur en eau du sol », « fraction de carbone organique » et si possible « concentration en dioxygène » devraient permettre, d'une part, d'évaluer l'impact de la biodégradation et, d'autre part, de valider sa modélisation par un modèle comme BIOVAPOR. L'utilisation d'un tel module pourrait alors s'avérer judicieuse pour affiner les évaluations de risques sanitaires liés à l'exposition aux vapeurs d'hydrocarbures provenant du sous-sol.

Conclusion

La méthodologie nationale actuellement en vigueur est définie dans la circulaire du 8 février 2007. Elle met en avant une politique de gestion du risque suivant l'usage futur du site. Les enjeux sont d'ordres sanitaires, environnementaux mais aussi financiers et urbanistiques. Les évaluations de risques sanitaires sont prévues dans la démarche et permettent d'appuyer les décisions prises en termes de gestion ou de restriction d'usage. La modélisation constitue, dans certains cas, le cœur de ces évaluations de risques sanitaires, en particulier dans le cadre de l'inhalation d'air intérieur pour des projets futurs d'aménagement. Face aux conséquences des résultats d'une EQRS sur le plan sanitaire et sur la pertinence des mesures de gestion, la modélisation se doit d'être la plus fiable et précise possible. Cependant pour le transfert de vapeurs du sol vers l'air intérieur, elle apparaît comme incertaine au regard des nombreux paramètres et hypothèses permettant la résolution des différentes équations régissant les phénomènes mis en jeu. De plus, d'autres facteurs non liés aux sols influencent les concentrations réelles ce qui rend difficile tout type de validation expérimentale comme cela a été suggéré dans les différentes études.

Par ailleurs, il s'avère que tous les modèles présentent des limites. De ce fait, ils ne sont, en théorie, pas applicables à certains types de situation notamment en ce qui concerne les caractéristiques des fondations. De plus, leur paramétrage ainsi que la précision des incertitudes inhérentes aux valeurs déterminées à partir de la littérature apparaissent comme des éléments fondamentaux permettant de justifier les résultats. Cependant même avec un paramétrage uniformisé entre plusieurs modèles, des écarts, parfois importants, subsistent entre les concentrations modélisées ainsi qu'en comparant ces dernières aux concentrations réelles. Dans certains cas, ils sont explicables par les simplifications adoptées ou par la non prise en compte de certains phénomènes. Cependant, il n'est parfois pas possible d'avancer d'hypothèse plausible quant aux écarts avec les mesures du fait du peu de données de terrain disponibles et de leur variabilité.

Néanmoins, il a été mis en évidence, que parmi les modèles les plus couramment utilisés, le modèle VOLASOIL constitue le plus protecteur à l'égard de la santé humaine alors que CalTOX, tel que proposé dans sa version 4.0, n'apparaît pas aussi pertinent pour le cas de l'air intérieur. Les modèles HESP et RISC WorkBench, du fait qu'il ne modélise pas le phénomène de convection sous-estiment potentiellement les concentrations. Le modèle Johnson et Ettinger, le plus utilisé à l'heure actuelle, montre une bonne corrélation avec les mesures d'air intérieur et plus particulièrement dans le cas d'une contamination des eaux souterraines. Il faut cependant souligner que la modélisation n'a pas pour but de définir la concentration réelle mais simplement la part de cette concentration attribuable à la pollution du sous-sol. Etant donnée la présence d'autres sources de polluants (notamment des COV) que celle provenant du sol, ce type de comparaison de données modélisées avec des mesures est nécessairement biaisée. Le fait que les concentrations modélisées corrélaient aux concentrations mesurées permet d'affirmer que le modèle est protecteur du fait que la part attribuable à la pollution des sols est nécessairement inférieure ou égale à la concentration totale.

Les différentes comparaisons et observations ont permis d'apporter des améliorations à l'outil d'HPC pour le cas de l'air intérieur, permettant une utilisation simplifiée et surtout lui apportant un potentiel intéressant quant à la diversité des cas rencontrés. Les différents modules le rendent ainsi utilisable pour tout type de contaminations (sol, air du sol ou eaux souterraines) et pour les situations les plus régulièrement rencontrées. Cela permet ainsi d'optimiser la qualité des évaluations de risques sanitaires en estimant plus précisément l'exposition attribuable à la pollution du sous-sol et ainsi de proposer des mesures de gestion pertinentes.

Cependant, de nombreuses simplifications et hypothèses incontournables demeurent et il ne sera que rarement possible d'attribuer une valeur caractéristique du site pour chaque paramètre utilisé. A ce titre,

il existera toujours des incertitudes plus ou moins importantes concernant la concentration modélisée et donc la quantification du risque. Toutefois, lorsque les valeurs de ces paramètres ne sont pas accessibles par de simples mesures, celles proposées dans la littérature pour les modules inclus dans l'outil apparaissent comme protectrices limitant ainsi les possibilités de sous-estimer le transfert de vapeurs.

Enfin, l'inhalation d'air intérieur n'est pas la seule voie d'exposition aux polluants provenant du sous-sol. Il ne faut pas négliger les autres voies qui, dans certains cas, peuvent occulter partiellement ou totalement celle liée à l'air intérieur. Dans le cadre des EQRS, l'ensemble de ces voies est considéré, chacune devant faire l'objet de la plus grande précision possible, que ce soit pour le paramétrage, les mesures de terrain, les définitions d'usage et nécessairement la modélisation.

Bibliographie

Décrets, lois, circulaires et documents relatifs:

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (1993), Circulaire du 03/12/93 relative à la politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués, 5p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (1996), Circulaire du 03/04/96 relative à la réalisation de diagnostics initiaux et de l'évaluation simplifiée des risques sur les sites industriels en activité, 3p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (1999), Circulaire du 10/12/99 relative aux sites et sols pollués et au principe de fixation des objectifs de réhabilitation, 8p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2007), Circulaire du 08/02/07 relatives aux sites et sols pollués – Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, 14p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2007a), *Schéma conceptuel et modèle de fonctionnement*, 19p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2007b), *La démarche d'interprétation de l'Etat des Milieux*, 22p.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2007c), *Annexe 2 Comment identifier un site (potentiellement) pollué ? Comment gérer un problème de site pollué ?*, 52p.

Articles :

Arcadis Geraghty & MILLER International Inc. (2004) *Executive Summary Report, Risk Assessment Comparison Study*. NICOLE Project, 36p.

CIFFROY, P. (2008). *Review of Features, Events and Processes Incorporated in Existing Multi-Media Models for Freshwater – Proposal of the Conceptual and Mathematical 2-FUN Model for Assessing Transfer of Contaminants in Freshwater*, 2-FUN Project, p. 4-5

Connecticut Department of Environmental Protection (2003). *Proposed Revisions, Connecticut's Remediation Standard Regulations Volatilization Criteria*, p. 1-3

DAVIS, G.B., TREFRY, M.G., PATTERSON, B.M (2009a). *Petroleum vapour model comparison*. Technical report n°9, CRC CARE, 32p.

DAVIS, G.B., WRIGHT, J., PATTERSON, B.M. (2009b). *Field assessment of vapours*. CRC technical Report N°13, CRC CARE, p. 1-9

DAVIS, R.V (2010). *Evaluating the Petroleum Vapor Intrusion Pathway. Studies of Natural Attenuation of Subsurface Petroleum Hydrocarbons and Recommended Screening Criteria, Utah Department of Environmental Quality*, 30p

FOLKES, D.J., KURTZ, J.P., WANNAMAKER, E.J. (2010). *Vapor Intrusion Attenuation Factors Based On Long term Monitoring Data*, 13p.

HERS, I., ZAPF-GILJE, R. (1998), Canadian Consortium Research Project - field validation of soil gas transport to indoor air pathway, Proceedings of the 1998 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater: National Groundwater Water Association, Houston Texas, p. 251-266.

HULOT, C., HAZEBROUCK, B., GAY, G. et al (2003a). *Vapor emissions from contaminated soils into buildings: comparison between predictions from transport models and field measurements*. INERIS, 9p.

HULOT, C., HAZEBROUCK, B. (2003b). *Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués en France – Réponses aux questions recues par l'INERIS d'Octobre 2000 à fin Juillet 2003*. INERIS, p. 13-14

HULOT, C., GAY, G., HAZEBROUCK, B. et al (2010). *Transfer of volatile compounds from soil: comparison between predictions and field measurements with different models; Development of the VOLASOIL model for a depleting source*. INERIS, 14p.

INERIS (2003), *Rapport scientifique 2002/2003*, p. 19-21

INERIS, BRGM, ADEME (2006). *“Mesures” et “modèles”: enjeux, avantages et inconvénients en contexte de gestion de sites pollués*, 4p.

JOHNSON, P.C., ETTINGER, R.A., KURTZ, J. et al (2002). *Migration of Soil Gas Vapors to Indoor Air : Determining vapour attenuation factors using a screening-level model and field data from the CDOT-MTL Denver, Colorado Site*, American Petroleum Institute, N°16, 10p.

KIRCHNER, S., ARENES, J.F., COCHET, C. et al (2006). *Campagne nationale Logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français*. Rapport final. OQAI, p. 8-12

Michigan Environmental Science Board (2001). *Evaluation of the Michigan Department of Environmental Quality's Generic Groundwater and soil Volatilization to Indoor Air Inhalation Criteria*, p. 1-14

MILLS, W.B., LIU, S., RIGBY, M.C., BRENNER, D. (2007). *Time-Variable Simulation of Soil Vapor Intrusion into a Building with a Combined Crawl Space and Basement*, 9p.

MOORE, A., REVELL, S., NORLAND, B. (1996). *Calibration of models of vapour transport into buildings*. *Lincoln Applied Geology*, 14 p.

Soil Vapour Advice and Practice Guidelines Development Panel, 2009. *Soil Vapour Advice and Practice Guidelines Development - Stage 1. Contaminated Sites Approved Professionals of British Columbia*, 15p.

WEAVER, J.W., TILLMAN, F.D (2005a). *Uncertainty and the Johnson et Ettinger Model for Vapor Intrusion Calculations*, 35p.

WEAVER, J.W., TILLMAN, F.D (2005b). *Review of Recent Research on Vapor Intrusion*. US EPA, 47p.

Wyoming Department of Environmental Quality, 2007. *Fact sheet 25, Using Fate and Transport Models to Evaluate Cleanup Levels*, 25p.

Ouvrages :

American Petroleum Institute (2010). *BIOVAPOR, A 1-D Intrusion Model with Oxygen-Limited Aerobic Biodegradation – User's Manual*, 58p.

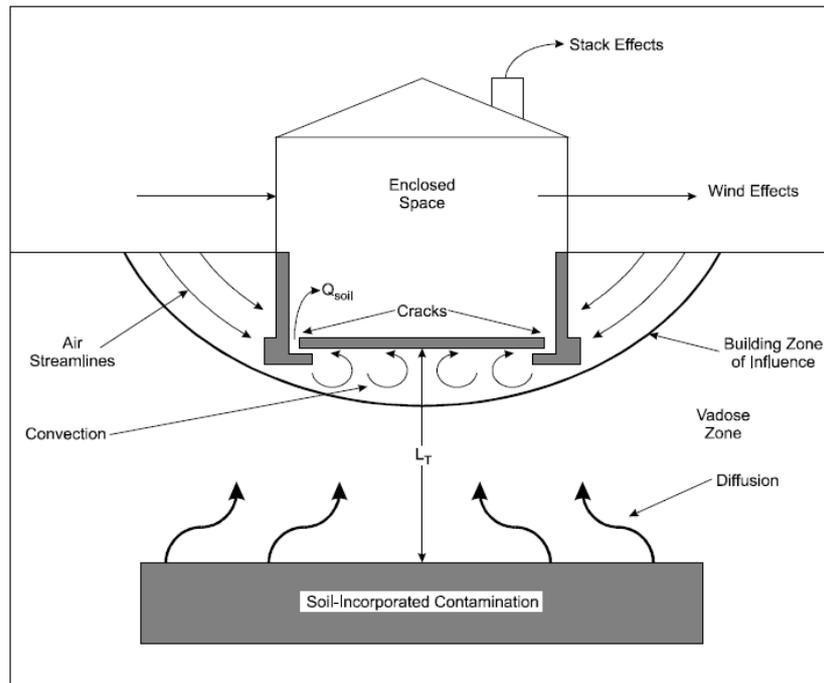
- BAKER, K., HAYWARD, H., POTTER, L. et al (2009). *The VOCs Handbook, Investigating, assessing and managing risks from inhalation of VOCs at land affected by contamination*, CIRIA C682, p.195-198
- BANTON, O., BANGOY, L.M. (1999). *Hydrogéologie, Multiscience Environnementale des Eaux Souterraines*. Presse de l'Université du Québec/AUPELF, p. 39-40.
- BONNARD, R. (2004). *Le logiciel de calcul CalTOX*. INERIS, 40p.
- BONNARD, R. (2006). *Etude d'intercomparaison de modèles multimédia d'exposition*. Rapport d'étude N°45959/25, INERIS, 61p.
- BONNARD, R. (2007). *Le logiciel de calculs CalTOX 4.0*. Rapport d'études N° DRC-07-86835-16788A, INERIS, p. 6-7, p. 26-27
- BOZKURT O. (2009). *Investigation of Vapor Intrusion Scenarios Using a 3D Numerical Model*, p. 17-46
- CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993). *CalTOX, A Multimedia Total-Exposure Model for Hazardous-Waste Sites, Part II: The dynamic Multimedia Transport and Transformation Model*, p. 30-33, p.60-70
- CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2004). *Interim final. Guidance for the Evaluation and Mitigation of Subsurface Vapor Intrusion to Indoor Air*, p22, p.41 / Annexe B, 2p / Annexe C, p. C-7 / Annexe D, 5p. / Annexe G, 3p.
- CASSAN, M. (2005). *Les essais de perméabilité sur site dans la reconnaissance des sols*. Presse de l'école nationale des Ponts et Chaussées, p. 33-35
- CASTANY, G. (1982). *Principes et méthodes de l'hydrogéologie*. Edition DUNOD, 1982, p.89
- CHOINSKA, M. (2006). *Effets de la température, du chargement mécanique et de leurs interactions sur la perméabilité du béton de structure*. Thèse de doctorat d'université. Nantes : Ecole Centrale de Nantes et Université de Nantes, p.20-27, p.63 et p.127
- DENYS, S. (2004). *Biodégradation des solvants chlorés en conditions naturelles – Mécanisme et Caractérisation – Synthèse bibliographique*. INERIS, 2004, p. 5 et p. 26
- FRANZIUS, V., KASAMAS, H. (1998). *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe*, CARACAS, 1998, p. 103-120
- FRYER, M.E., COLLINS, C.D., COLVILE, R.N. et al (2004). *Evaluation of currently used exposure models to define a human exposure model for use in chemical risk assessment in the UK*, Imperial College LONDON, 2004, p. 109-162
- HEUZE, G. (2002). *Evaluation détaillée des risques pour la santé, Fiches techniques de présentation des modèles d'exposition aux sols pollués, HESP (Human Exposure to Soil Pollutants)*. INERIS, 23p.
- INERIS (2005). *Etude des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés aux sols pollués / Modélisation du transfert de vapeurs du sous-sol ou du vide sanitaire vers l'air intérieur*. Rapport d'étude DRC-05-57278-DESP/R03a, 17p.

- INERIS (2010). *Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle*. Rapport d'étude DRC-08-94882-16675B p. 86-106
- ITRC (2007). *Vapor Intrusion Pathway : A practical Guideline*, p.6-41. Annexe A, 3p. Annexe C, 4p.
- MCKONE, T.E., ENOCH, K.G. (2002). *CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model Spreadsheet User's Guide, Version 4.0 (Beta)*. LNBL, 45p.
- RIKKEN, M.G.J., LIJZEN, J.P.A., CORNELESE, A.A. (2001). *Evaluation of model concepts on human exposure*. RIVM report 711 701 022, p37-45, p. 73-82, p. 99-103
- Scientific Committee on Health and Environmental Risks (2007). *Opinion on risk assessment on indoor air quality*, 33p
- Swartjes, F.A. (2002). *Variation in calculated human exposure, Comparison of calculations with seven European human exposure models*. RIVM Report 711 701 030, p. 63-122
- UK Environmental Agency (2003). *Fact Sheet for RISC-HUMAN 3.1*, p. 1
- UK Environmental Agency (2009). *Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) Software version 1.06 Copyright*, 6p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002). *OSWER Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface VAPor Intrusion Guidance)*, p. 44-45, Annexe G, 15p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2004). *User's guide for evaluating vapor intrusion into buildings*, 133p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2008). *U.S. EPA's Vapor Intrusion Database: Preliminary Evaluation of Attenuation Factors*, 2008, p. 1-22 / Annexe C, 44 p.
- VAN WIJNEN, H.J., LIJZEN, J.P.A. (2006). *Validation of the VOLASOIL model using air measurements from Dutch contaminated sites*, RIVM report 711 701 041, p. 46, p.51-56
- VEERKAMP, W., TEN BERGE, W. (1995). *The concepts of HESP version 2.10b, Human Exposure to Soil Pollutants, Reference Manual*. SHELL Internationale Petroleum, p. 7-15, p. 31-32
- Waitz, M.F.W., FREIJER, J.I., KREULE, P. et al (1996). *The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds*. RIVM report 715810014, 189p.
- WALDEN, T. (2001). *RISC WorkBench User's Manual, Human Health Risk Assessment Software for Contaminated Site*. BP OIL International UK, 2001, p.D-1-D-8, p. E-1 - E-10

Liste des annexes

Annexe 1 : Schéma conceptuel du modèle Johnson et Ettinger	II
Annexe 2 : Présentation des équations utilisées par le modèle Johnson et Ettinger.....	II
Annexe 3 : Présentation des équations utilisées par le modèle CSOIL/HESP pour le transfert de vapeurs du sol vers l'air intérieur	VI
Annexe 4 : Schéma des différents phénomènes assurant le transport de polluant dans le modèle VOLASOIL.....	IX
Annexe 5 : Présentation des équations utilisées par le modèle VOLASOIL.....	IX
Annexe 6 : Présentation des équations utilisées par le modèle CalTOX pour le transfert de polluant du sol vers l'air intérieur au travers des fondations.....	XI
Annexe 7 : Equations supplémentaires utilisées par le modèle RISC WorkBench (module Eaux souterraines)	XIV
Annexe 8 : Matrices représentant les transferts pris en compte dans les modèles Johnson et Ettinger, HESP, VOLASOIL, CalTOX et RISC WorkBench dans le cadre de l'air intérieur	XIV
Annexe 9 : Synthèse des autres modèles existants dans le cadre de la modélisation des concentrations dans l'air intérieur.	XVII
Annexe 10 : Résultats de l'analyse de sensibilité opérée sur les modules dédiés à l'air ambiant de l'outil d'HPC Envirotec	XVIII
Annexe 11 : Graphiques présentés dans l'étude Swartjes et al. (2002)	XXII
Annexe 12 : Valeurs des paramètres utilisées dans la comparaison directe entre les modèles	XXIV
Annexe 13 : Résultats de la comparaison directe inter modèles.....	XXV
Annexe 14 : Résultats de la comparaison des concentrations modélisées avec les mesures de la base de données de l'US EPA.....	XXVIII
Annexe 15 : Résultats de la comparaison entre mesures et modélisations pour les hydrocarbures de la base de données de l'US EPA	XXXVII
Annexe 16 : Résultats de la modélisation obtenus après correction par le bruit de fond pour le cas d'une habitation sur sous-sol à partir d'une concentration dans l'air du sol immédiatement sous les fondations (toutes substances confondues) (976 points par modèle)	XXXVIII
Annexe 17 : Intervalles de valeurs utilisés dans le cadre de l'étude des incertitudes.....	XXXIX
Annexe 18 : Résultats de l'étude d'incertitudes menée avec @Risk au moyen de simulations type MONTE CARLO	XL

Annexe 1 : Schéma conceptuel du modèle Johnson et Ettinger



D'après "User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into buildings", USEPA, 2004

Annexe 2 : Présentation des équations utilisées par le modèle Johnson et Ettinger (USEPA, 2004)

L'algorithme proposé par J&E a pour but de définir le coefficient d'atténuation α qui correspond au ratio entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration à la source. Cette dernière étant une concentration dans l'air du sol (située immédiatement au dessus de la nappe dans le cas des eaux souterraines ou à une profondeur L_T dans les autres cas). Elle est définie comme le terme C_{source} pour lequel deux équations sont disponibles :

- Dans le cas où seule la concentration par unité massique de sol est disponible, la formule est la suivante :

$$C_{source} = \frac{H_{TS} \cdot C_R \cdot \rho_b}{\theta_w + K_d \cdot \rho_b + H_{TS} \cdot \theta_a} \quad (1)$$

Avec :

- H_{TS} : la constante de Henry adimensionnée de la substance à la température du sol (10°C), calculée à partir de la constante de Henry à la température de référence par l'intermédiaire de la relation de Clapeyron
- C_R : la concentration par unité massique de sol (g/g),
- ρ_b : la masse volumique du sol (g/cm³),
- θ_w et θ_a : respectivement la teneur en eau et en air du sol (sans dimension),
- K_d : le coefficient de répartition sol-eau (cm³/g) :
 - $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$ où K_{oc} (cm³/g) est le coefficient de répartition sol/carbone organique et f_{oc} la fraction de carbone organique du sol

- Dans le cas où la concentration dans les eaux souterraines est définie en entrée, le terme C_{source} est défini à partir de la constante de Henry :

$$C_{source} = H_{TS} \cdot C_w \quad (2)$$

Avec :

- H_{TS} : la constante de Henry adimensionnée à la température du sol,
- C_w : la concentration dans les eaux souterraines (g/cm^3).

Comme explicité précédemment, le modèle J&E considère le transfert par diffusion dans la zone capillaire et dans la zone insaturée. Le coefficient de diffusion est calculé à partir de la formule de Millington et Quirk (1961) :

$$D_i^{eff} = D_a \cdot \left(\frac{\theta_{a,i}^{3.33}}{n_i^2} \right) + \left(\frac{D_w}{H_{TS}} \right) \cdot \left(\frac{\theta_{w,i}^{3.33}}{n_i^2} \right) \quad (3)$$

Avec :

- D_a et D_w : les coefficients de diffusion dans l'air et dans l'eau pure de la substance (cm^2/s) donnés par la formule de Grahams (à noter que cette formule donne les coefficients de diffusions en m^2/h) :

$$D_a = 0.036 \cdot \sqrt{\frac{76}{M}} \quad (4)$$

$$D_w = 3,6 \cdot 10^{-6} \cdot \sqrt{\frac{76}{M}} \quad (5)$$

- $\theta_{a,i}$ et $\theta_{w,i}$: respectivement les teneurs en air et en eau du sol pour la couche i (sans dimension),
- H_{TS} : la constante de Henry adimensionnée à la température du sol,
- n_i : la porosité totale de la couche de sol i (sans dimension)
- M : la masse molaire du composé (g/mol)

Dans le cas de la couche de sol représentant la zone capillaire, la teneur en eau est définie à partir de la relation de Van Genuchten (1980).

Une fois les coefficients de diffusion calculés pour l'ensemble des couches, il est possible de déterminer le coefficient de diffusion effective total :

$$D_T^{eff} = \frac{L_T}{\sum_{i=0}^n \frac{L_i}{D_i^{eff}}} \quad (6)$$

Avec :

- L_T : la distance entre la contamination et les fondations (n'incluant pas l'épaisseur des fondations),
- L_i : l'épaisseur de la couche de sol i,
- D_i^{eff} : le coefficient de diffusion de la couche de sol i.

La suite consiste à calculer le flux volumique de gaz Q_{soil} entrant dans le bâtiment par les fissures au niveau de l'intersection entre la dalle de béton et les murs. L'équation suivante correspond à la solution analytique de Nazaroff (1988) s'appuyant sur la loi de Darcy :

$$Q_{soil} = \frac{2 \cdot \pi \cdot \Delta P \cdot k_v \cdot X_{crack}}{\mu \cdot \ln\left(\frac{2 \cdot Z_{crack}}{r_{crack}}\right)} \quad (7)$$

Avec :

- ΔP : la différence de pression entre le sol et l'air intérieur (Pa),
- k_v : la perméabilité intrinsèque du sol (cm²),
- X_{crack} : le périmètre des fondations (cm),
- μ : la viscosité de l'air (g/cm.s),
- Z_{crack} : la profondeur des fondations (cm),
- r_{crack} : le rayon hydraulique des fissures rapporté au pourcentage surfacique de fissures (cm).

$$r_{crack} = \eta \cdot \frac{A_B}{X_{crack}} \quad (8)$$

- η : crack ratio, la fraction surfacique de fissures (par rapport à la surface totale des fondations)
- A_B : la surface des fondations (cm²)
- X_{crack} : le périmètre des fondations (cm)

Il est important de mentionner que le paramètre Q_{soil} est calculé en considérant la perméabilité du sol ce qui suppose que les fissures au niveau des fondations par lesquelles se fait le transfert de polluant ont la même perméabilité intrinsèque que le sol. Selon le modèle Johnson et Ettinger, ces fissures sont comblées par de la terre provenant du sol sous jacent.

Enfin le paramètre taux de ventilation du bâtiment est calculé par l'équation :

$$Q_{Building} = \frac{L_B \cdot W_B \cdot H_B \cdot ER}{3,6} \quad (9)$$

Avec :

- $Q_{Building}$: le taux de ventilation du bâtiment (cm³/s)
- L_B, W_B, H_B : la longueur, la largeur et la hauteur du bâtiment (ou hauteur de mélange) (cm)
- ER : le taux d'échange d'air (h⁻¹)

Une fois ces paramètres calculés, le coefficient d'atténuation α peut être déterminé considérant la diffusion dans la zone insaturée et la convection/diffusion au niveau des fondations :

- Pour une source infinie :

$$\alpha = \frac{\left[\left(\frac{D_T^{eff} \cdot A_B}{Q_{building} \cdot L_T} \right) \cdot \exp\left(\frac{Q_{soil} \cdot L_{crack}}{D^{crack} \cdot A_{crack}} \right) \right]}{\left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \cdot L_{crack}}{D^{crack} \cdot A_{crack}} \right) + \left(\frac{D_T^{eff} \cdot A_B}{Q_{building} \cdot L_T} \right) + \left(\frac{D_T^{eff} \cdot A_B}{Q_{soil} \cdot L_T} \right) \left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \cdot L_{crack}}{D^{crack} \cdot A_{crack}} \right) - 1 \right] \right]} \quad (10)$$

Avec :

- D_t^{eff} : le coefficient de diffusion effectif total (cm²/s),
- A_B : la surface des fondations (cm²),
- $Q_{building}$: le taux de ventilation du bâtiment (cm³/s),
- L_T : la distance entre la source de contamination et les fondations (cm),
- Q_{soil} : le flux volumique de polluant entrant dans le bâtiment (cm³/s),

- L_{crack} : l'épaisseur des fondations (cm),
- A_{crack} : la surface des fissures (cm²),
- D^{crack} : le coefficient de diffusion dans les fissures (cm²/s) supposé égal au coefficient de diffusion de la couche de sol en contact avec les fondations en considérant que les fissures sont comblées avec de la terre.

- Pour une source finie, l'approche est différente. Connaissant l'épaisseur de la zone contaminée, il est possible, en théorie, de définir le temps nécessaire à la disparition de la pollution. Le coefficient d'atténuation α s'exprime alors de la façon suivante :

$$\langle \alpha \rangle = \frac{\rho_b \cdot C_R \cdot \Delta H_c \cdot A_B}{Q_{building} \cdot C_{source} \cdot \tau} \cdot \left(\frac{L_T}{\Delta H_c} \right) \cdot \left[(\beta^2 + 2 \cdot \psi \cdot \tau)^{1/2} - \beta \right] \quad (11)$$

Avec :

- ΔH_c , l'épaisseur de la zone contaminée
- τ , le temps d'exposition

Et

$$\beta = \left(\frac{D_T^{eff} \cdot A_B}{L_T \cdot Q_{soil}} \right) \cdot \left[1 - \exp \left(- \frac{Q_{soil} \cdot L_{crack}}{D^{crack} \cdot A_{crack}} \right) \right] + 1 \quad (12)$$

$$\psi = \frac{D_T^{eff} \cdot C_{source}}{(L_T)^2 \cdot \rho_b \cdot C_R} \quad (13)$$

Le temps nécessaire pour que l'ensemble de la pollution disparaisse est défini par la formule :

$$\tau_D = \frac{[\Delta H_c / L_T]^2 - \beta^2}{2 \cdot \psi} \quad (14)$$

Si τ est supérieur à τ_D , le modèle calcule une exposition moyennée sur la durée d'exposition par la formule :

$$C_{building} = \frac{\rho_b \cdot C_R \cdot \Delta H_c \cdot A_B}{Q_{building} \cdot \tau} \quad (15)$$

Annexe 3 : Présentation des équations utilisées par le modèle CSOIL/HESP pour le transfert de vapeurs du sol vers l'air intérieur (VEERKAMP et al., 1995) (WAITZ et al., 1996)

Le modèle HESP calcule tout d'abord les capacités de fugacité de l'air, de l'eau et la capacité de fugacité du sol par les équations suivantes :

$$Z_a = \frac{1}{R.T} \quad (16) \quad Z_w = \frac{S}{V_p} \quad (17) \quad Z_s = \frac{Kd.SD.Z_w}{V_s} \quad (18)$$

Avec :

- Z_a : la capacité de fugacité de l'air (mole/m³.Pa)
- R : la constante des gaz parfaits (Pa.m³/mole.K)
- T : la température du sol (K)
- Z_w : la capacité de fugacité de l'eau (mole/m³.Pa)
- S : la constante de solubilité du composé à la température du sol (mole/m³)
- V_p , la pression de vapeur du composé à la température du sol (Pa)
- Z_s , la capacité de fugacité du sol (mole/m³.Pa)
- Kd , le coefficient de répartition sol-eau ((mol/kg)/(mol/dm³))
- SD , la masse volumique spécifique (kg de sol sec/dm³ de sol humide)
- $V_s = 1 - \theta_t$, où V_s représente la fraction volumique de sol (sans unité) et θ_t la porosité totale

Ceci permet de calculer les fractions massiques :

$$P_a = \frac{Z_a.V_a}{Z_a.V_a + Z_w.V_w + Z_s.V_s} \quad (19) \quad P_w = \frac{Z_w.V_w}{Z_a.V_a + Z_w.V_w + Z_s.V_s} \quad (20)$$

$$P_s = \frac{Z_s.V_s}{Z_a.V_a + Z_w.V_w + Z_s.V_s} \quad (21)$$

Avec :

- P_a , P_w et P_s respectivement les fractions massiques d'air, d'eau et de phase solide dans le sol
- V_a , V_w et V_s respectivement les fractions volumiques d'air, d'eau et de phase solide dans le sol

Il est alors possible d'estimer les concentrations dans l'air et l'eau du sol à partir des deux formules suivantes :

$$C_{sa} = \frac{C_t.SD.P_a}{V_a} \quad (22) \quad C_{sw} = \frac{C_t.SD.P_w}{V_w} \quad (23)$$

Avec :

- C_{sa} , C_{sw} (g/m³) et C_t (mg/kg) respectivement les concentrations dans l'air et l'eau du sol et la concentration totale dans les sols.

A noter que la concentration dans l'eau ne peut pas excéder la solubilité de la substance, ce qui donne les concentrations maximales possibles dans l'air et l'eau du sol :

$$C_{sa} = \frac{S.V_w.P_a}{P_w.V_a} \quad (24) \qquad C_{pw} = S \quad (25)$$

Les coefficients de diffusion dans l'air et l'eau pure, propre à chaque substance, sont calculés à partir de la loi de Grahams :

$$D_a = 0.036 \cdot \sqrt{\frac{76}{M}} \quad (26) \qquad \text{et} \qquad D_w = 3,6 \cdot 10^{-6} \cdot \sqrt{\frac{76}{M}} \quad (27)$$

Avec :

- D_a et D_w les coefficients de diffusion dans l'air pur et l'eau pure (m^2/h)
- M , la masse molaire du composé (g/mol)

Les coefficients de diffusion sont ensuite calculés à partir de la formule de Millington-Quirk (formule utilisée également dans le modèle J&E) :

$$D_{sa} = V_a^{\frac{10}{3}} \cdot \frac{D_a}{(1-V_s)^2} \quad (28) \qquad \text{et} \qquad D_{sw} = V_w^{\frac{10}{3}} \cdot \frac{D_w}{(1-V_s)^2} \quad (29)$$

Avec :

- D_{sa} et D_{sw} , les coefficients de diffusion dans l'air et l'eau du sol (m^2/h)
- D_a et D_w les coefficients de diffusion dans l'air pur et l'eau pure (m^2/h)
- V_a , V_w et V_s les fractions volumiques d'air, d'eau et de phase solide dans le sol

Le coefficient de diffusion effective totale dans le sol correspond à la somme de ces deux coefficients de diffusion :

$$D^{eff} = D_{sa} + D_{sw} \quad (30)$$

Il semble important de souligner le fait que même si les modèles HESP et J&E utilise a priori la même formule de Millington et Quirk (1961), il existe une différence pour le coefficient de diffusion dans l'eau du sol. Dans la formule utilisée J&E, le coefficient de diffusion dans l'eau est divisé par la constante de Henry adimensionnée ce qui n'est pas le cas pour HESP. Cela influence peu la valeur du coefficient de diffusion total dans la zone insaturée pour les substances dont la constante de Henry adimensionnée est nettement supérieur à 10^{-4} dans la mesure où le coefficient de diffusion dans l'eau est négligeable devant le coefficient de diffusion dans l'air dans cette zone et pour ce type de composé (Waitz et al., 1996).

Comme cela a été décrit en introduction du chapitre, le modèle HESP s'appuie sur la loi de Fick décrivant le phénomène de diffusion et permettant de déterminer les flux de vapeurs entrant dans l'habitation. Quatre flux sont ainsi modélisés par HESP :

- J_1 : le flux de polluant passant au travers du béton ($g/m^2.h$)
- J_2 : le flux de la couche limite ($g/m^2.h$)
- J_3 : le flux d'évaporation ($g/m^2.h$)
- J_4 : le flux de diffusion dans l'air et l'eau du sol vers la surface ($g/m^2.h$)

La somme des flux J_3 et J_4 est limitée par la valeur du flux J_2 . Dans le cas où le flux J_3+J_4 est supérieur à J_2 , le flux entrant est alors considéré comme égal à J_2 .

Les formules sont les suivantes :

$$J1 = \frac{\frac{D_{sa} \cdot D_{sac}}{L_c \cdot d_c}}{\frac{D_{sa}}{L_c} + \frac{D_{sac}}{d_c}} \cdot (C_{sa} - C_{ba}^0) \quad (31) \qquad J2 = D_a \cdot \frac{C_{sa} - C_{ya}^0}{X_a} \quad (32)$$

$$J3 = C_{pw} \cdot \frac{E_v}{24} \quad (33) \qquad J4 = \frac{D^{eff}}{L_c} \cdot (C_{sa} - C_{ya}^0) \cdot \frac{V_a}{P_a} \quad (34)$$

Avec :

- D_{sa}, D_{sac} : les coefficients de diffusion dans l'air du sol et du béton (m^2/h)
- L_c : la longueur de la colonne de sol (distance source-fondations)(m)
- d_c : l'épaisseur des fondations (m)
- C_{sa} : la concentration dans l'air du sol (g/m^3)
- C_{ba}^0, C_{ya}^0 : respectivement les concentrations initiales de polluant dans le sous-sol et le vide sanitaire (g/m^3)
- D_a : le coefficient de diffusion dans l'air pur de la substance (m^2/h)
- X_a : l'épaisseur de la couche limite (m)
- C_{pw} : le coefficient de diffusion dans l'eau du sol (m^2/h)
- E_v : le flux d'évaporation (m/j)
- D^{eff} : le coefficient de diffusion effective dans le sol (m^2/h)
- V_a : la fraction volumique d'air dans le sol (sans unité)
- P_a : la fraction massique d'air dans le sol (sans unité)

Dans le cas d'un vide sanitaire, le modèle HESP considère le flux $J3+J4$ comme étant le flux de polluant entrant (limité par le flux $J2$). Pour le cas d'un sous-sol, $J1$ est pris comme flux entrant. On notera $J5$ comme le minimum entre $J3+J4$ et $J2$.

Ce qui permet, connaissant le volume du vide sanitaire ou du sous-sol et le taux de renouvellement d'air, de calculer les concentrations dans ces deux cas de figure :

$$C_{ba} = C_{ba}^0 + J1 \cdot \frac{A_t}{V_b \cdot R_a} \quad (35) \qquad C_{ya} = C_{ya}^0 + J5 \cdot \frac{A_t}{V_{cs} \cdot R_a} \quad (36)$$

Avec :

- C_{ba} et C_{ya} : les concentrations dans le sous-sol et le vide sanitaire (g/m^3)
- A_t : la surface en contact avec le sol (fondations et parois verticales) (m^2)
- V_b et V_{cs} : les volumes du sous-sol et du vide sanitaire (m^3)
- R_a : le taux de ventilation (h^{-1})

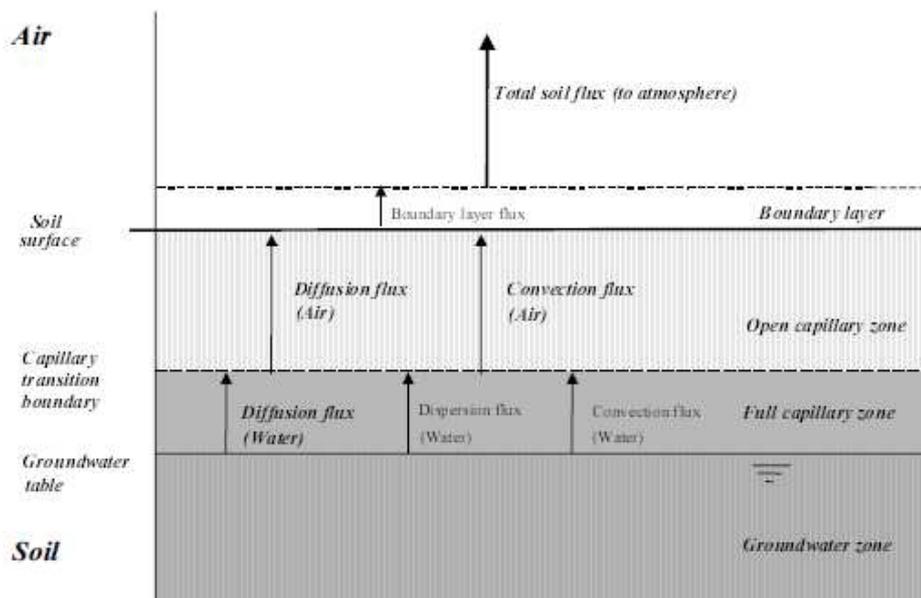
La concentration dans l'air intérieur est alors calculée au moyen d'un coefficient représentant le taux de contribution de l'air du vide sanitaire ou du sous-sol vers l'air intérieur.

$$C_{in} = C_{ba} \cdot f_{bi} \quad (\text{pour le cas d'un sous-sol})$$

$$C_{in} = C_{ya} \cdot f_{bi} \quad (\text{pour le cas d'un vide sanitaire})$$

Le coefficient f_{bi} est fixé à 0,1, soit une concentration dans l'air des espaces de vie valant 10% de la concentration dans les espaces inférieurs.

Annexe 4 : Schéma des différents phénomènes assurant le transport de polluant dans le modèle VOLASOIL



D'après "The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds", RIVM report 715810014, M.F.W. Waitz, J.I. Freijer, P.Kreule, F.A. Swartjes, 1996

Annexe 5 : Présentation des équations utilisées par le modèle VOLASOIL (WAITZ et al., 1996)

Dans cette annexe, nous verrons simplement les équations utilisées pour le cas d'une contamination de la nappe et d'une contamination de la zone insaturée. En effet, les six autres cas possibles de contamination, sont des cas particuliers qui ne sont généralement pas utilisés.

Pour le premier cas correspondant à une contamination de la nappe, la démarche consiste à calculer le flux de polluant entrant dans le vide sanitaire puis à modéliser le transfert entre vide sanitaire et espace de vie.

La seule différence entre les deux cas concerne la concentration dans l'air du sol.

Dans le cas d'une contamination du sol, la concentration dans l'air du sol utilisée est issue des prélèvements. Pour la contamination des eaux souterraines, la concentration dans l'air du sol permettant la modélisation est celle située à la limite supérieure de la zone capillaire qui peut être approximée, en considérant que la zone capillaire est parfaitement mélangée, par la formule suivante :

$$C_{sa} = H_{TS} \cdot C_{gw} \quad (37)$$

Avec :

- C_{sa} : la concentration dans l'air du sol (g/m^3),
- H_{TS} : la constante de Henry adimensionnée,
- C_{gw} : la concentration dans les eaux souterraines (g/m^3).

Il est à noter que la modélisation des phénomènes de diffusion, de dispersion et de convection dans la zone capillaire telle que décrite dans le paragraphe précédent n'intervient

que dans le cas particulier d'une contamination située sous une nappe ne mélangeant pas la pollution (cas n°8).

La suite est commune aux deux cas de figure :

La diffusion dans la zone insaturée est modélisée par les mêmes équations que pour HESP et J&E c'est-à-dire la formule de Grahams pour le coefficient de diffusion de la substance dans l'air et la formule de Millington-Quirk pour le coefficient de diffusion dans l'air du sol. Toutefois, la diffusion dans l'eau du sol est négligée contrairement aux deux autres modèles. On retrouve donc les équations 26 et 27.

L'étape suivante consiste à calculer le flux de vapeurs du sol vers le vide sanitaire à partir de la conductivité du sol et de la différence de pression entre le vide sanitaire et l'air du sol.

$$F_{sc} = K_s \cdot \frac{\Delta p_{cs}}{L_s} \quad (38)$$

$$\text{Où } K_s = \frac{\kappa}{\eta} \quad (39)$$

Avec :

- F_{sc} : le flux volumique de vapeurs issu du sol ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$)
- K_s : la conductivité du sol ($\text{m}^2/\text{Pa}.\text{h}$)
- L_s : la longueur de la colonne de sol (m) (distance source-fondations)
- Δp_{cs} : la différence de pression entre le vide sanitaire et l'air du sol (Pa)
- κ : la perméabilité intrinsèque du sol (m^2)
- η : la viscosité dynamique de l'air à la température du sol (Pa.h)

Le flux de vapeurs du vide sanitaire vers l'air intérieur au travers du plancher (en béton suivant le modèle) se calcule à partir de l'équation :

$$F_{ci} = \frac{f_{of}^2}{n \cdot \pi \cdot 8 \eta} \cdot \frac{\Delta p_{ic}}{L_f} \quad (40)$$

Avec :

- F_{ci} : le flux volumique d'air du vide sanitaire vers les espaces de vies ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$)
- f_{of} : la fraction surfacique d'interstices/d'ouvertures dans le plancher (m^2/m^2)
- η : la viscosité dynamique de l'air (Pa.h)
- n : le nombre d'interstices/d'ouvertures dans le plancher (m^{-2})
- Δp_{ic} : la différence de pression entre l'air des espaces de vie et le vide sanitaire
- L_f : l'épaisseur du plancher

Le taux de renouvellement d'air du vide sanitaire se calcule à partir du flux F_{ci} :

$$vv_c = \frac{vr_{c,b} + F_{ci} \cdot A_f}{V_c} \quad (41)$$

Avec :

- vv_c : le taux de renouvellement d'air du vide sanitaire (h^{-1})
- $vr_{c,b}$: le taux de ventilation standard (m^3/h)
- V_c : le volume du vide sanitaire (m^3)
- A_f : la surface du sol (m^2)

A partir de ce flux de vapeurs, il est possible de calculer le flux massique de polluant par la formule suivante :

$$J1 = \frac{-F_{sc} \cdot C_{sa}}{\exp\left(\frac{-F_{sc} \cdot L_s}{D_{sa}}\right) - 1} \quad (42) \quad \text{D'où : } C_{ca} = J1 \cdot \frac{A_f}{V_c \cdot \nu\nu_c} \quad (43)$$

Avec :

- J1 : le flux massique de polluant entrant dans le vide sanitaire (g/m².h)
- F_{sc} : le flux volumique de vapeurs issu du sol (m³/m².h) défini par l'équation (38)
- L_s : la longueur de la colonne de sol (m)
- D_{sa} : le coefficient de diffusion dans l'air du sol (m²/h)
- C_{ca} : la concentration dans le vide sanitaire (g/m³)

Cela permet de calculer le flux de polluant vers l'air intérieur :

$$Jc_{ci} = F_{ci} \cdot C_{ca} \quad (44)$$

Avec :

- Jc_{ci} : le flux de polluant du vide sanitaire vers l'air intérieur (g/m².h)

Enfin la concentration dans l'air intérieur est définie de la même manière que la concentration dans le vide sanitaire, c'est-à-dire :

$$C_{ia} = Jc_{ci} \cdot \frac{A_f}{V_i \cdot \nu\nu_i} \quad (45)$$

Avec :

- C_{ia} : la concentration dans l'air intérieur (g/m³)
- V_i : le volume d'air intérieur (m³)
- νν_i : le taux de renouvellement de l'air intérieur calculé à partir du taux de renouvellement standard νr_i de la même manière que pour le vide sanitaire, c'est-à-dire :

$$\nu\nu_i = \frac{\nu r_i + F_{ci} \cdot A_f}{V_i} \quad (46)$$

Annexe 6 : Présentation des équations utilisées par le modèle CalTOX pour le transfert de polluant du sol vers l'air intérieur au travers des fondations (CAL-EPA, 1993) (MCKONE et al, 2002)

Etant donné que les évolutions du logiciel en termes d'équations n'ont pas nécessairement été répercutées sur la documentation, la description qui suit est issue du guide fourni avec la version CalTOX 2.3 et des formules proposées dans la feuille de calculs de la version 4.0.

La voie de transfert qui nous intéresse ici est l'apport par volatilisation au travers des fondations à partir du sol racinaire. La concentration dans l'air intérieur est obtenue à partir de la concentration au sein de ce compartiment en faisant intervenir la fugacité de l'air, la masse volumique spécifique, la capacité de fugacité et le ratio concentration dans l'air intérieur sur concentration dans les gaz du sol.

$$C_{AI} = \frac{Z_{air} \cdot \rho_s}{Z_{sp}} \cdot \alpha_{inair} \cdot C_s \quad (47)$$

Avec :

- C_{AI} : la concentration dans l'air intérieur (mg/m³)
- Z_{air} : la fugacité de l'air (Pa)

- ρ_s : la masse volumique spécifique du sol de la zone racinaire (kg.m^3)
- Z_{sp} : la capacité de fugacité des particules de la zone racinaire ($\text{mol/m}^3.\text{Pa}$)
- α_{inair} : le taux de contribution à l'air intérieur (sans unité)
- C_s : la concentration massique dans le sol racinaire (mg/kg)

Cette équation correspond à celle définie dans la feuille de calculs et est équivalente à l'équation :

$$C_{AI} = \frac{kd.H}{R.T} . \alpha_{\text{inair}} . C_s \quad (48)$$

Avec :

- $kd = k_{oc} . f_{oc}$: le coefficient de répartition sol-eau ($(\text{mol/kg})/(\text{mol/dm}^3)$)
- H : la constante de Henry du composé ($\text{Pa.m}^3/\text{mol}$)
- R : la constante des gaz parfaits ($\text{Pa.m}^3/\text{mol.K}$)
- T : la température du sol (K)

A la différence des modèles HESP, J&E et VOLASOIL, CalTOX calcule la concentration dans le sol racinaire à partir de la concentration définie en entrée et des phénomènes ayant lieu. En supposant un état quasi stationnaire, la formule de C_s utilisée est la suivante :

$$C_s = \frac{f_s . Z_{sp} . M . 1000}{\rho_s} \quad (49)$$

Avec :

- C_s : la concentration massique dans le sol racinaire (mg/kg)
- M : la masse molaire du composé (g/mol)
- Z_{sp} : la capacité de fugacité des particules de la zone racinaire ($\text{mol/m}^3.\text{Pa}$)
- ρ_s : la masse volumique spécifique du sol de la zone racinaire (kg.m^3)
- f_s : définie comme la fugacité de la zone racinaire (Pa)

$$f_s = \frac{N_s}{Z_s . V_s} \quad (50)$$

- N_s : le nombre de moles du composé défini à partir de la concentration massique dans la couche de sol racinaire définie en paramètre d'entrée (mol)
- V_s : le volume de la couche de sol racinaire (m^3)
- Z_s : la capacité de fugacité de la couche de sol racinaire ($\text{mol/m}^3.\text{Pa}$) :

$$Z_s = \theta_a . Z_{\text{air}} + \theta_e . Z_{\text{eau}} + (1 - \theta_a - \theta_e) . Z_{sp} \quad (51)$$

- θ_a , θ_e et $(1 - \theta_a - \theta_e)$, respectivement les teneurs en air, en eau et en phase solide dans le sol de la couche racinaire
- Z_{air} et Z_{eau} : respectivement les capacités de fugacités de l'air pur et de l'eau pure ($\text{mol/m}^3.\text{Pa}$)

Le paramètre N_s est considéré comme une fonction du temps définie par l'équation différentielle suivante en négligeant l'apport de polluant par les végétaux ($T_{ps} . N_p$) (BONNARD, 2004) :

$$\frac{dN_s}{dt} = -L_s . N_s + T_{gs} . N_g \quad (52)$$

Avec :

- T_{gs} : le taux de transfert entre le sol inférieur et la couche de sol racinaire (mol/j) défini dans les paramètres d'entrée

- N_g : le nombre de moles du composé dans la couche de sol inférieure défini de la même façon que N_s c'est-à-dire à partir d'une équation différentielle représentant un bilan molaire.

- L_s : paramètre représentant le taux de perte (j^{-1}) :

$$L_s = T_{sp} + T_{sg} + T_{sv} + R_s \quad (53)$$

- T_{sp} : le taux de transfert du sol de la zone racinaire vers les plantes

$$T_{sp} = \frac{(0.5 + 0.01) \cdot Z_p \cdot V_p}{2 \cdot Z_s \cdot V_s} \quad (54)$$

- T_{sg} : le taux de transfert par diffusion du sol de la zone racinaire vers la couche de sol sous jacente (j^{-1}) :

$$T_{sg} = \frac{Y_{sg}}{Z_s \cdot d_s} \quad (55)$$

- Y_{sg} : le coefficient de fugacité correspondant au transfert de masse (mol/Pa.m².j)

- Z_s : défini précédemment représentant la capacité de fugacité du sol de la couche racinaire (mol/m³.Pa)

- d_s : l'épaisseur de la couche de sol racinaire (m)

- T_{sv} : le taux de transfert vers la zone insaturée par infiltration (j^{-1}) :

$$T_{sv} = \frac{\text{recharge} \cdot Z_{eau}}{Z_s \cdot d_s} \quad (56)$$

- recharge : le taux de recharge de la nappe (valeur par défaut à $5.58 \cdot 10^{-5}$ m/j)

- Z_{eau} : la capacité de fugacité de l'eau pure (mol/m³.Pa)

- Z_s : défini précédemment représentant la capacité de fugacité du sol de la couche racinaire (mol/m³.Pa)

- d_s : l'épaisseur de la couche de sol racinaire (m)

- R_s : la constante représentant la dégradation du composé ($0.0244 j^{-1}$)

L'ensemble des équations décrites ci-dessus permet d'évaluer une concentration moyennée sur la durée d'exposition prenant en compte les phénomènes de diffusion vers la couche de sol inférieure, la dégradation, le transfert vers les plantes et l'infiltration.

Annexe 7 : Equations supplémentaires utilisées par le modèle RISC WorkBench (module Eaux souterraines)

Le coefficient de diffusion effectif est calculé en considérant les différentes couches (zone capillaire, zone insaturée, lentille d'eau si nécessaire et fondations). La formule est la suivante :

$$D_{eff} = \frac{\sum_i d_i}{\sum_i \frac{d_i}{D_i}} \quad (57)$$

Avec :

- d_i : épaisseur de la couche i (cm)
- D_i : coefficient de diffusion de la couche i (cm²/s) calculé en utilisant l'équation de Millington et Quirck (même approche que celle de Johnson et Ettinger).

Il est à noter que le coefficient de diffusion des fondations est calculé à partir du taux de fissuration dans la dalle η (crack ratio) défini par Johnson et Ettinger et du coefficient de diffusion du sol de la façon suivante :

$$D_{eff, fond} = \eta \cdot D_{eff, bldg} \quad (58)$$

où $D_{eff, bldg}$ (cm²/s) est assimilé comme étant égal au coefficient de diffusion du sol.

Annexe 8 : Matrices représentant les transferts pris en compte dans les modèles Johnson et Ettinger, HESP, VOLASOIL, CalTOX et RISC WorkBench dans le cadre de l'air intérieur

Ces matrices d'interactions permettent de récapituler les phénomènes mis en jeu et considérés dans le cadre de la modélisation. Elles sont constituées dans la manière suivante :

Compartment 1	Transfert du compartiment 1 vers le compartiment 2	Transfert du compartiment 1 vers le compartiment 3
Transfert du compartiment 2 vers le compartiment 1	Compartment 2	Transfert du compartiment 2 vers le compartiment 3
	Transfert du compartiment 3 vers le compartiment 2	Compartment 3

Annexe 8.1 : Matrice d'interactions du modèle J&E

Eaux souterraines	Diffusion dans l'air de la zone saturée			
	Zone capillaire	Volatilisation		
		Zone insaturée	Diffusion dans l'air et l'eau du sol	
			Couche de sol sous les fondations	Diffusion et convection au travers des fondations (air)
				Air intérieur

Annexe 8.2 : Matrice d'interactions du modèle HESP

Eaux souterraines	NC			
	Zone capillaire	NC		
		Zone insaturée	Diffusion dans l'air et l'eau du sol	
			Couche de sol sous les fondations	Diffusion dans l'air et l'eau du béton des fondations
				Air intérieur

NC : Non Considéré

Annexe 8.3 : Matrice d'interactions du modèle VOLASOIL

Eaux souterraines	Diffusion, convection et dispersion dans l'eau (cas d'une dilution faible)			
	Zone capillaire	Volatilisation		
		Zone insaturée	Diffusion et convection dans l'air du sol	
			Couche de sol sous les fondations	Diffusion et convection au travers des fondations (air)
				Air intérieur

Annexe 8.4 : Matrice d'interactions du modèle CalTOX

Eaux souterraines	NC				Volatilisation via l'eau de distribution
	Zone capillaire	NC			
Lixiviation		Zone insaturée	Flux continu défini par l'utilisateur		
		Lixiviation + flux défini par l'utilisateur	Zone racinaire	Diffusion	Diffusion et Convection (implicitement via le coefficient α inair)
			Diffusion + lixiviation	Couche de sol superficiel	
					Air intérieur

Annexe 8.5 : Matrice d'interactions du modèle RISC WorkBench

Eaux souterraines	Diffusion dans l'air du sol			
	Zone capillaire	Volatilisation		
		Zone insaturée	Diffusion	
			Couche de sol sous les fondations	Diffusion au travers des fondations (air)
				Air intérieur

Annexe 9 : Synthèse des autres modèles existants dans le cadre de la modélisation des concentrations dans l'air intérieur.

Beaucoup d'autres modèles existent mais leur utilisation est en général assez restreinte. Parmi eux, on trouve AERIS (Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites) utilisé au Canada (FRANZIUS et al., 1998) ou encore CETOX-HUMAN ou JAGG (Danemark), ROME 01 (Italie), LUR (Espagne), Vlier-Humaan (Belgique) (SWARTJES, 2002), STF9906 (Norvège), SNIFFER, P20-RTW (Angleterre)...(Arcadis Geraghty & MILLER International Inc, 2004).

De nombreuses publications proposent leur propre modèle réalisé dans le cadre d'études spécifiques. Ceux-ci sont, dans la majorité des cas, des optimisations de modèles existants. On notera en particulier (WEAVER et al, 2005b) (DAVIS et al., 2009a) le modèle :

- mis au point par Little, Daisey et Nazaroff (1992) pour l'estimation des concentrations en COV dans l'air intérieur;
- de Sanders et Stern (1994) optimisant le modèle Little et al. en incluant la biodégradation.
- de Ferguson, Krylov et Mcgrath (1995) modélisant la concentration à la fois dans l'air du sol, l'air intérieur et l'air extérieur.
- Jen, Kremesec and Primack. (1996),
- IMPACT pour "Integrated Moisture Plus Contaminant Transport" (Sanders and Talimcioglu, 1997)
- de l'Orange County Health Care Agency (OCHA) (Ririe, Sweeney, Daugherty, et Peuron, 1998) développé pour les études en laboratoire sur la diffusion et la biodegradation.
- Olson et Corsi (2001) se basant sur l'évaluation du flux massique entrant pour le gaz traceur SF6.

Aucune feuille de calculs n'est actuellement proposée pour ces modèles. Ils ne font ainsi pas l'objet d'une utilisation courante dans le cadre des évaluations de risques sanitaires.

Par ailleurs, les modèles commerciaux disponibles que sont Risk Assessment Model (RAM au Royaume Uni), RBCA toolkit, ou RISC se basent sur les équations proposées par Johnson et Ettinger ou Waitz et al. pour ce qui est de leur module dédié à l'air ambiant intérieur.

Annexe 10 : Résultats de l'analyse de sensibilité opérée sur les modules dédiés à l'air ambiant de l'outil d'HPC Envirotec

➤ HESP

Annexe 10.1 : Analyse de sensibilité du module HESP dans le cas d'un vide sanitaire

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Teneur en air du sol	T _{as}	-	2,45E+00	1
Facteur de contribution à l'air intérieur	f _{si}	-	1,00E+00	2
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	D _a	cm ² /s	9,99E-01	3
Constante de Henry (substance)	H _o	-	9,92E-01	4
Teneur en eau du sol	T _{es}	-	-9,66E-01	5
Hauteur du vide sanitaire	h _{vs}	m	-9,09E-01	6
Taux de renouvellement d'air	R _a	/h	-9,09E-01	7
Distance source-fondations	L _d	m	-9,09E-01	8
Fraction de carbone organique	f _{oc}	-	-8,68E-01	9
Coefficient de partage carbone organique-eau	K _{oc}	-	-8,68E-01	9
Température du sol	T _s	°C	2,05E-01	11
Masse volumique du sol	MV _s	kg/L	4,52E-02	12
Coefficient de diffusion dans l'eau	D _e	cm ² /s	6,65E-04	13
Longueur du bâtiment	L _h	m	2,63E-15	14

Annexe 10.2 : Analyse de sensibilité du module HESP dans le cas d'un sous-sol

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Teneur en air du béton	BVA	-	2,43E+00	1
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	D _a	cm ² /s	1,00E+00	2
Facteur de contribution à l'air intérieur	f _{si}	-	1,00E+00	3
Constante de Henry (substance)	H _o	-	9,92E-01	4
Longueur du bâtiment	L _h	m	9,90E-01	5
Largeur du bâtiment	l _h	m	9,87E-01	6
Teneur en eau du béton	BVE	-	-9,22E-01	7
Taux de renouvellement d'air	R _a	/h	-9,09E-01	8
Épaisseur des fondations	e _b	m	-9,01E-01	9
Fraction de carbone organique	f _{oc}	-	-8,68E-01	10
Coefficient de partage carbone organique-eau	K _{oc}	-	-8,68E-01	10
Température du sol	T _s	°C	2,05E-01	12
Teneur en eau du sol	T _{es}	-	-5,19E-02	13
Masse volumique du sol	MV _s	kg/L	4,52E-02	14
Teneur en air du sol	T _{as}	-	1,16E-02	15
Distance source-fondations	L _d	m	-9,43E-03	16

➤ **Johnson et Ettinger**

Annexe 10.3 : Analyse de sensibilité du module J&E dans le cas plein sol

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Constante de Henry (substance)	Ho	-	9,92E-01	1
Pernéabilité intrinsèque du sol	Kv	cm ²	9,33E-01	2
Différence de pression entre le sol et l'air intérieur	ΔP	g/cm.s ²	9,33E-01	3
Taux de ventilation du bâtiment	Ra	/h	-9,09E-01	4
Hauteur du bâtiment	Hh	m	-9,09E-01	4
Fraction de carbone organique du sol	foc	-	-8,68E-01	6
Coefficient de partage carbone organique-eau	Koc	-	-8,68E-01	6
Largeur du bâtiment	lh	m	-4,85E-01	8
Longueur du bâtiment	Lh	m	-2,25E-01	9
Température du sol	Ts	°C	1,88E-01	10
Teneur en air du sol	Tas	-	1,62E-01	11
Fraction surfacique de fissures (Crack ratio)	Crack Ratio	-	1,57E-01	12
Porosité totale du sol	θt	-	-1,27E-01	13
Distance source-fondations	Ld	m	-0,07	14
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	Da	cm ² /s	5,61E-02	15
Masse volumique du sol	MVs	kg/L	4,52E-02	16
Teneur en eau du sol	Tes	-	-4,21E-02	17
Coefficient de diffusion dans l'eau (substance)	De	cm ² /s	4,29E-05	18
Epaisseur des fondations	eb	m	-1,33E-15	19

Annexe 10.4 : Analyse de sensibilité du module J&E dans le cas d'un sous-sol

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Constante de Henry (substance)	Ho	-	9,92E-01	1
Pernéabilité intrinsèque du sol	Kv	cm ²	9,61E-01	2
Différence de pression entre le sol et l'air intérieur	ΔP	g/cm.s ²	9,61E-01	3
Hauteur de mélange	H	m	-9,09E-01	4
Taux de ventilation du bâtiment	Ra	/h	-9,09E-01	5
Fraction de carbone organique du sol	foc	-	-8,68E-01	6
Coefficient de partage carbone organique-eau	Koc	-	-8,68E-01	6
Largeur du bâtiment	lh	m	-5,53E-01	8
Longueur du bâtiment	Lh	m	-2,58E-01	9
Température du sol	Ts	°C	1,88E-01	10
Fraction surfacique de fissures (Crack ratio)	Crack Ratio	-	1,84E-01	11
Hauteur du sous-sol	hss	m	1,13E-01	12
Teneur en air du sol	Tas	-	8,93E-02	13
Porosité totale du sol	θt	-	-7,33E-02	14
Masse volumique du sol	MVs	kg/L	4,52E-02	15
Teneur en eau du sol	Tes	-	-4,22E-02	16
Distance source-fondations	Ld	m	-4,17E-02	17
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	Da	cm ² /s	3,20E-02	18
Coefficient de diffusion dans l'eau (substance)	De	cm ² /s	2,46E-05	19
Epaisseur des fondations	eb	m	1,66E-15	20

➤ **VOLASOIL**

Annexe 10.5 : Analyse de sensibilité du modèle VOLASOIL pour le cas d'un vide sanitaire

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Longueur du bâtiment	Lh	m ³ /h	1,63E+00	1
Largeur du bâtiment	lh	m ³ /h	1,63E+00	1
Teneur en air du sol	T _{as}	-	1,12E+00	3
Constante de Henry (substance)	H _o	-	9,92E-01	4
Distance source-fondations	L _d	m	-9,09E-01	5
Fraction de carbone organique du sol	f _{oc}	-	-8,68E-01	6
Coefficient de partage carbone organique-eau	K _{oc}	-	-8,68E-01	6
Renouvellement d'air intérieur de base	V _{ri}	m ³ /h	-7,46E-01	8
Fraction surfacique de fissures dans la dalle de béton	f _{of}	-	5,75E-01	9
Perméabilité intrinsèque du sol	K _v	cm ²	5,63E-01	10
Différence de pression entre le sol et l'air du vide sanitaire	DP _{cs}	Pa	5,63E-01	10
Renouvellement d'air de base du vide sanitaire	v _{rs,b}	m ³ /h	-5,00E-01	12
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	D _a	cm ² /s	4,51E-01	13
Teneur en eau du sol	T _{es}	-	-4,47E-01	14
Nombre d'interstices dans la dalle de béton	N	-	-3,30E-01	15
Epaisseur de la dalle de béton entre vide sanitaire et espaces de vie	eb	m ³ /h	-3,30E-01	16
Différence de pression entre l'air du vide sanitaire et l'air intérieur	DP _{ic}	Pa	3,03E-01	17
Température du sol	T _s	°C	1,89E-01	18
Masse volumique du sol	MV _s	kg/L	4,52E-02	19

➤ **RISC WorkBench**

Annexe 10.6 : Analyse de sensibilité du module RISC WorkBench pour le cas plein sol

Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Teneur en air de la zone insaturée	T _{as}	-	3,674439289	1
Porosité totale de la zone capillaire	θ _{zc}	-	-1,702388306	2
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	D _a	cm ² /s	9,97E-01	3
Constante de Henry (substance)	H _o	-	9,97E-01	4
Pourcentage de fissures	Crack Ratio	-	0,981106028	5
Taux de ventilation du bâtiment	R _a	/h	-0,909090909	6
Hauteur du bâtiment	H _h	m	-0,909090909	6
Epaisseur de béton des fondations	eb	m	-0,855044948	8
Température du sol	T _s	°C	0,24207873	9
Profondeur de la nappe	D _g	m	-0,044056933	10
Paramètre de Van Genuchten correspondant au point d'inflexion de la courbe représentant la porosité de l'eau en fonction de la pression au niveau de l'entrée d'air	α _l	/cm	0,023720678	11
Pression au niveau de l'entrée d'air (h=1/a _l)	h	cm	0,023720678	11
Paramètre de van Genuchten M=1-(1/N)	M	-	0,019823026	13
Epaisseur de la zone capillaire	L _{zc}	cm	-0,013438799	14
Teneur en eau résiduelle dans la zone capillaire	T _{E_{r,zc}}	-	-0,0041182	15
Coefficient de diffusion dans l'eau (substance)	D _e	cm ² /s	3,40E-03	16
Longueur du bâtiment	L _h	m	2,24952E-15	17
Largeur du bâtiment	l _h	m	2,24952E-15	17

➤ **Johnson et Ettinger eaux souterraines**

Annexe 10.7 : Analyse de sensibilité du module Johnson et Ettinger eaux souterraines pour le cas plein sol

Paramètre concerné	Unité	Sensibilité	Rang	
Paramètre de Van Genuchten correspondant au point	α_1	/cm	1,64E+00	1
Pression au niveau de l'entrée d'air ($h=1/a_1$)	h	cm ² /s	1,64E+00	2
Paramètre de Van Genuchten représentant l'allure de	N	-	1,61E+00	3
Teneur en air de la zone insaturée	TAs	-	9,87E-01	4
Constante de Henry (substance)	Ho	-	9,78E-01	5
Taux de ventilation du bâtiment	Ra	/h	-9,09E-01	6
Hauteur du bâtiment	Hh	m	-9,09E-01	6
Porosité totale de la zone capillaire	θ_{zc}	-	8,68E-01	8
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	Da	cm ² /s	8,14E-01	9
Porosité totale de la zone insaturée	θ_t	-	-6,49E-01	10
Épaisseur de la zone capillaire	Lzc	cm ² /s	-4,58E-01	11
Profondeur de la nappe	Dg	m	-3,83E-01	12
Teneur en eau résiduelle de la zone capillaire	TEx,zc	-	-2,35E-01	13
Température du sol	Ts	°C	2,35E-01	14
Perméabilité intrinsèque du sol	Kv	cm ² /s	1,40E-01	15
Différence de pression entre le sol et l'air intérieur	ΔP	g/cm.s ²	1,40E-01	16
Largeur du bâtiment	lh	m	-8,19E-02	17
Longueur du bâtiment	Lh	m	-3,72E-02	18
Fraction surfacique de fissures (Crack ratio)	Crack Ratio	-	2,51E-02	19
Coefficient de diffusion dans l'eau (substance)	De	cm ² /s	2,19E-02	20
Teneur en eau de la zone insaturée	Tes	-	8,64E-04	21

Annexe 10.8 : Analyse de sensibilité du module Johnson et Ettinger eaux souterraines pour le cas d'un sous-sol

Paramètre concerné	Unité	Sensibilité	Rang	
Paramètre de Van Genuchten correspondant au point	α_1	/cm	1,64E+00	1
Pression au niveau de l'entrée d'air ($h=1/a_1$)	h	cm ² /s	1,64E+00	2
Paramètre de Van Genuchten représentant l'allure de	N	-	1,61E+00	3
Teneur en air de la zone insaturée	TAs	-	9,87E-01	4
Constante de Henry (substance)	Ho	-	9,78E-01	5
Hauteur de mélange	H	m	-9,09E-01	6
Taux de ventilation du bâtiment	Ra	/h	-9,09E-01	7
Porosité totale de la zone capillaire	θ_{zc}	-	8,68E-01	8
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	Da	cm ² /s	8,14E-01	9
Porosité totale de la zone insaturée	θ_t	-	-6,49E-01	10
Épaisseur de la zone capillaire	Lzc	cm ² /s	-4,58E-01	11
Profondeur de la nappe	Dg	m	-3,83E-01	12
Teneur en eau résiduelle de la zone capillaire	TEx,zc	-	-2,35E-01	13
Température du sol	Ts	°C	2,35E-01	14
Perméabilité intrinsèque du sol	Kv	cm ² /s	1,40E-01	15
Différence de pression entre le sol et l'air intérieur	ΔP	g/cm.s ²	1,40E-01	15
Largeur du bâtiment	lh	m	-8,19E-02	17
Longueur du bâtiment	Lh	m	-3,72E-02	18
Fraction surfacique de fissures (Crack ratio)	Crack Ratio	-	2,51E-02	19
Coefficient de diffusion dans l'eau (substance)	De	cm ² /s	2,19E-02	20
Teneur en eau de la zone insaturée	Tes	-	8,64E-04	21

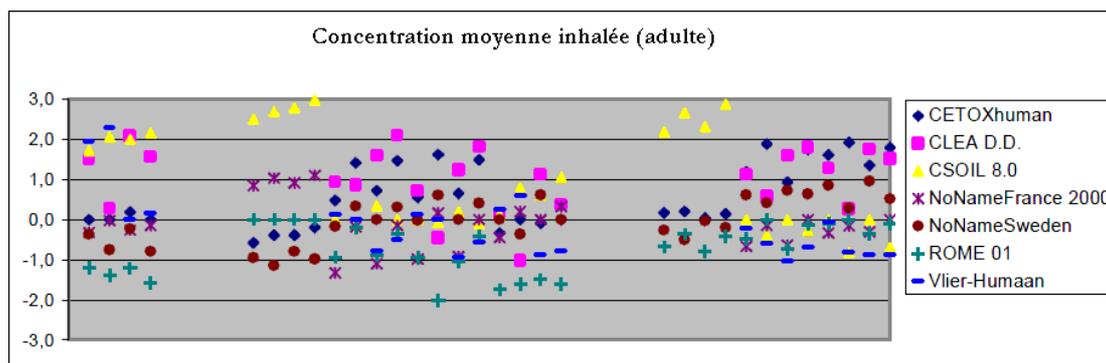
➤ **VOLASOIL eaux souterraines**

Annexe 10.9 : Analyse de sensibilité pour le module VOLASOIL eaux souterraines

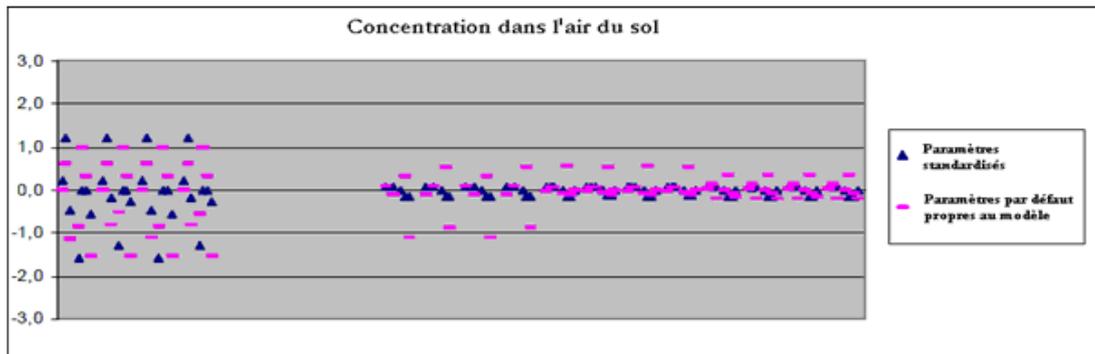
Paramètre concerné		Unité	Sensibilité	Rang
Longueur du bâtiment	Lh	m ³ /h	1,63E+00	1
Largeur du bâtiment	lh	m ³ /h	1,63E+00	1
Teneur en air de la zone insaturée	T _{as}	-	1,13E+00	3
Constante de Henry (substance)	H _o	-	1,00E+00	4
Distance source-fondation	L _d	m ³ /h	-9,09E-01	5
Renouvellement d'air intérieur de base	V _{ri}	m ³ /h	-7,46E-01	6
Fraction surfacique de fissures dans la dalle de béton	fof	-	5,75E-01	7
Perméabilité intrinsèque du sol	K _v	cm ²	5,63E-01	8
Différence de pression entre le sol et l'air du vide sanitaire	DP _{cs}	Pa	5,63E-01	8
Renouvellement d'air de base du vide sanitaire	v _{rs,b}	m ³ /h	-5,00E-01	10
Coefficient de diffusion dans l'air (substance)	D _a	cm ² /s	4,51E-01	11
Teneur en eau de la zone insaturé	T _{es}	-	-4,06E-01	12
Nombre d'interstices dans la dalle de béton	N	-	-3,30E-01	13
Epaisseur de la dalle de béton entre vide sanitaire et espaces de vie	eb	m ³ /h	-3,30E-01	13
Différence de pression entre l'air du vide sanitaire et l'air intérieur	DP _{ic}	Pa	3,03E-01	15
Température du sol	T _s	°C	2,27E-01	16

Annexe 11 : Graphiques présentés dans l'étude Swartjes et al. (2002)

Annexe 11.1 : Synthèse par modèle des log(RDs) (déviations relatives par rapport à la médiane) pour chaque modélisation (d'après Swartjes et al., 2002))

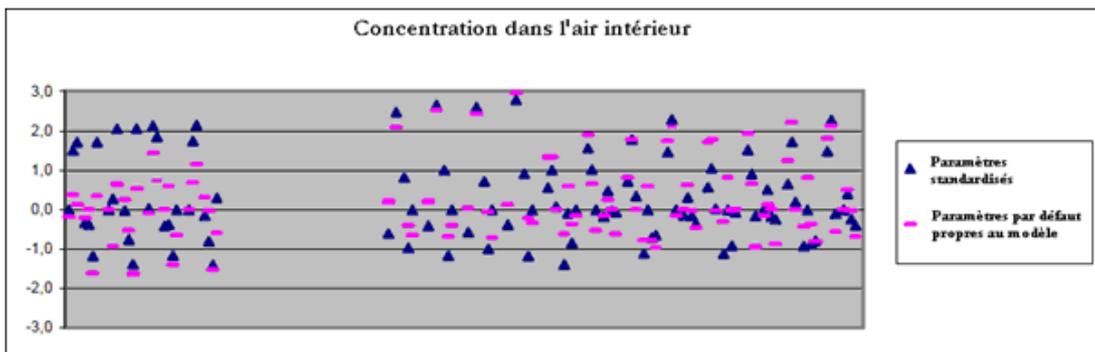


Annexe 11.2 : Représentation des log(RDs) (déviations relatives par rapport à la médiane) pour chaque modélisation de concentration dans l'air du sol (d'après Swartjes et al., 2002)



Les écarts importants représentés par le groupe de mesures à gauche du graphique représentaient les écarts observés pour le benzo(a)pyrène alors que les autres correspondaient aux trois autres substances.

Annexe 11.3 : Représentation des log(RDs) (déviations relatives par rapport à la médiane) pour chaque modélisation de concentration dans l'air intérieur (d'après Swartjes et al., 2002))



Annexe 12 : Valeurs des paramètres utilisées dans la comparaison directe entre les modèles

Signification	Paramètre	Valeur	Source
Type de sol (zone insaturée)		Sable limoneux	
Type de sol (zone capillaire)		Sable limoneux	
Température du sol	Ts (°C)	10	HESP Reference Manual
Perméabilité du sol aux gaz	Kv (cm²)	3,16228E-08	Waitz et al., 1996
Masse volumique du sol	MVs (kg/L)	1,63	Johnson & Ettinger User's guide
Fraction de carbone organique	foc (-)	0,02	HESP Reference Manual
Epaisseur de la zone capillaire	Lzc (cm)	18,75	Calculée (formule Johnson & Ettinger User's guide)
Porosité totale de la zone capillaire	θzc (-)	0,39	Johnson & Ettinger User's guide
Paramètre de Van Genuchten correspondant au point d'inflexion de la courbe représentant la porosité de l'eau en fonction de la pression au niveau de l'entrée d'air	a1 (cm-1)	0,03475	Johnson & Ettinger User's guide
Pression au niveau de l'entrée d'air (h=1/a1)	h (cm)	28,77697842	Johnson & Ettinger User's guide
Paramètre de Van Genuchten représentant l'allure de la courbe	N (-)	1,746	Johnson & Ettinger User's guide
Paramètre de van Genuchten M=1-(1/N)	M (-)	0,427262314	Johnson & Ettinger User's guide
Teneur en air du sol de la zone capillaire	TA _{z,c} (-)	0,087407966	Johnson & Ettinger User's guide
Teneur en eau résiduelle de la zone capillaire	TE _{z,c} (-)	0,049	Johnson & Ettinger User's guide
Teneur en eau du sol de la zone capillaire	TE _{z,c} (-)	0,302592034	Calculée (formule Johnson & Ettinger User's guide)
Porosité totale de la zone insaturée	θt (-)	0,39	Johnson & Ettinger User's guide
Teneur en air du sol de la zone insaturée	TA _s (-)	0,195	Calculée (0,5x porosité)
Teneur en eau du sol de la zone insaturée	TE _s (-)	0,195	Calculée (0,5x porosité)
Profondeur de prélèvement des gaz du sol	Pp (m)	Fonction du type de données	
Profondeur de la nappe	Dg (m)	3	
Longueur de diffusion du polluant	Ld (m)	Fonction du type de données	
Fraction volumique de la phase air dans le béton	BVA (-)	0,01	HESP Reference Manual
Fraction volumique de la phase liquide dans le béton	BVE (-)	0,01	HESP Reference Manual
Type de sous-sol		Fonction du type de données	
Crack Ratio	Crack Ratio (-)	0,00038 pour le cas plein sols 0,0002 sinon	Johnson & Ettinger User's guide
Fraction d'ouvertures dans le plancher	fof (m²/m²)	0,00001	Waitz et al., 1996
Nombre d'ouvertures dans le plancher	N (-)	10	Waitz et al., 1996
Renouvellement d'air de base pour le vide sanitaire/sous-sol	vr _b (m³/h)	20	Waitz et al., 1996
Renouvellement d'air de base pour l'air intérieur	vr _i (m³/h)	75	Waitz et al., 1996
Différence de pression entre l'air du vide sanitaire/sous-sol et l'air du sol	DP _{cs} (Pa)	2	Waitz et al., 1996
Différence de pression entre l'air intérieur et l'air du vide sanitaire/sous-sol	DP _{ic} (Pa)	2	Waitz et al., 1996
Epaisseur du béton plancher 1er niveau habitation	eb (m)	0,1	Valeur standard
Différence de pression entre le sol (ou sous-sol) et le premier niveau d'habitation	ΔP (g/cm.s²)	40	Johnson & Ettinger User's guide
Hauteur du vide sanitaire	hvs (m)	0,5	Dimension standard
Hauteur du sous-sol	hss (m)	2,5	Dimension standard
Contribution de l'air du ss-sol/vide sanitaire	f _{si} (-)	0,1	HESP Reference Manual
Taux de ventilation (habitation)	Ra (/h)	0,504	RISC WorkBench Reference Manual
Longueur habitation	Lh (m)	15	Dimension standard (HPC)
Largeur habitation	lh (m)	7	Dimension standard (HPC)
Hauteur habitation	hh (m)	2,5	Dimension standard (HPC)
Profondeur des fondations	Pfond (m)	Fonction du type de données	
Hauteur de mélange (mixing height)	H (m)	3,66 / 2,44 m (sous-sol / plein sol)	Johnson & Ettinger User's guide

Annexe 13 : Résultats de la comparaison directe inter modèles

➤ Cas plein sol

Annexe 13.1 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas plein sol pour une pollution des sols fixée à 1 mg/m³ d'air du sol à une profondeur de 3 m (distance source-fondations : 3 m).

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)				Rapport des concentrations			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	J&E/HESP	VOLASOIL /HESP	VOLASOIL / J&E	VOLASOIL/ CalTOX
Tétrachloro éthylène	7,05E-05	1,61E-04	5,89E-04	7,40E-07	2	8	4	796
Benzène	8,62E-05	1,90E-04	6,38E-04	2,23E-06	2	7	3	287
Chlorure de vinyle	1,08E-04	2,26E-04	7,12E-04	4,01E-07	2	7	3	1776

Annexe 13.2 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas plein sol pour une pollution des eaux souterraines fixée à 1 mg/L à une profondeur de 3 m (distance source-fondations : 3 m)..

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)			Rapport des concentrations		
	RW	J&E	VOLASOIL	J&E / RW	VOLASOIL / RW	VOLASOIL / J&E
Tétrachloro éthylène	1,73E-03	6,20E-02	3,05E-01	36	177	5
Benzène	6,40E-04	2,26E-02	9,34E-02	35	146	4
Chlorure de vinyle	3,85E-03	1,29E-01	4,63E-01	33	120	4

Annexe 13.3 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas plein sol pour une pollution de l'air du sol immédiatement sous les fondations fixée à 1 mg/m³ (profondeur de 30 cm sous les fondations).

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)				Rapport des concentrations			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	J&E/HESP	VOLASOIL /HESP	VOLASOIL / J&E	VOLASOIL/ CalTOX
Tétrachloro éthylène	1,05E-04	6,32E-04	5,89E-03	7,40E-07	6	56	9	7955
Benzène	1,28E-04	6,72E-04	6,38E-03	2,23E-06	5	50	10	2867
Chlorure de vinyle	1,60E-04	7,12E-04	7,12E-03	4,01E-07	4	44	10	17762

➤ **Cas d'un vide sanitaire**

Annexe 13.4 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas d'un vide sanitaire pour une pollution de l'air du sol fixée à 1 mg/m³ à une profondeur de 3 m (sous le vide sanitaire).

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)				Rapport des concentrations			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP/J&E	VOLASOIL /HESP	VOLASOIL / J&E	J&E/CaITOX
Tétrachloro éthylène	9,69E-05	1,61 E-05	2,79E-04	7,40E-08	6	3	17	218
Benzène	1,19E-04	1,90E-05	3,02E-04	2,23E-07	6	3	16	85
Chlorure de vinyle	1,48E-04	2,26E-05	3,37E-04	4,01E-08	7	2	15	564

Annexe 13.5 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas d'un vide sanitaire pour une pollution des eaux souterraines fixée à 1 mg/L (profondeur de la nappe : 3 m sous le vide sanitaire)

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)			Rapport des concentrations		
	RW	J&E	VOLASOIL	J&E / RW	VOLASOIL / RW	VOLASOIL / J&E
Tétrachloro éthylène	1,73E-04	6,20E-03	6,17E-02	36	358	10
Benzène	6,40E-05	2,26E-03	2,02E-02	35	317	9
Chlorure de vinyle	3,85E-04	1,29E-02	1,09E-01	33	283	8

➤ **Cas d'un sous-sol**

Annexe 13.6 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas d'un sous-sol pour une pollution de l'air du sol fixée à 1 mg/m³ à une profondeur de 3 m sous les fondations.

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)				Rapport des concentrations			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP/J&E	VOLASOIL /HESP	VOLASOIL / J&E	J&E/CaITOX
Tétrachloro éthylène	9,40E-04	1,10E-04	1,17E-03	7,40E-08	9	1	11	1489
Benzène	1,15E-03	1,30E-04	1,18E-03	2,23E-07	9	1	9	583
Chlorure de vinyle	1,44E-03	1,54E-04	1,21E-03	4,01E-08	9	1	8	3850

Annexe 13.7 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas d'un sous-sol pour une pollution des eaux souterraines fixée à 1 mg/L (profondeur de la nappe : 3 m sous les fondations).

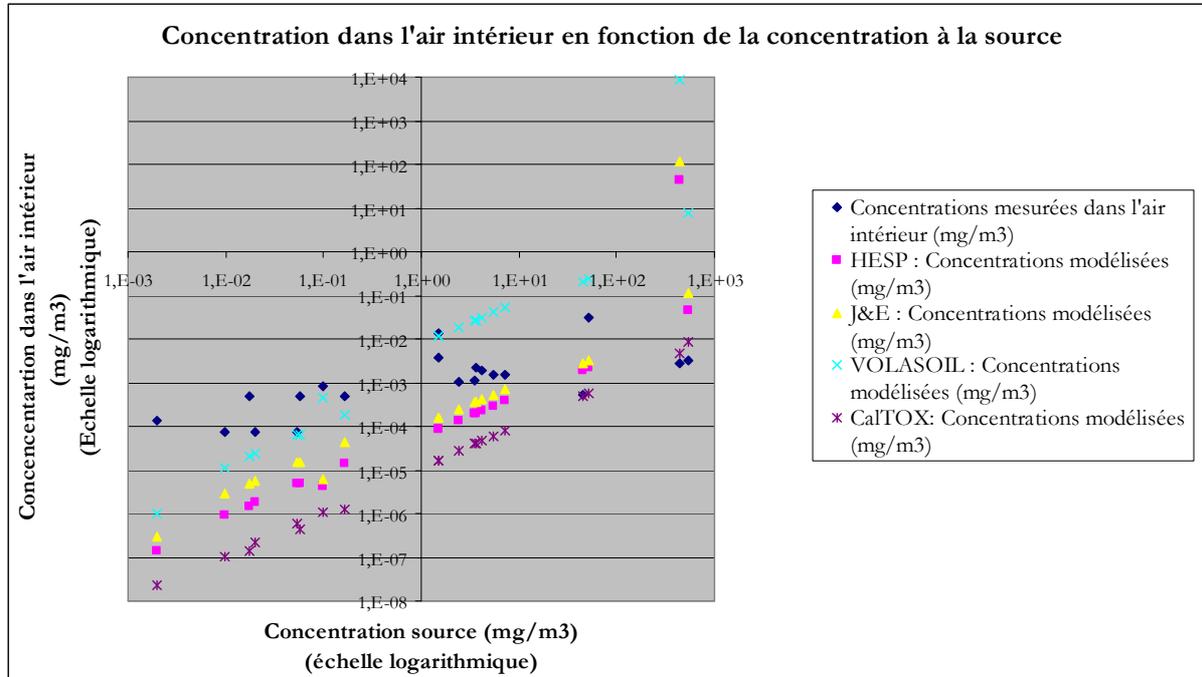
Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)			Rapport des concentrations		
	RW	J&E	VOLASOIL	J&E / RW	VOLASOIL / RW	VOLASOIL / J&E
Tétrachloro éthylène	1,18E-04	4,23E-02	5,17E-02	359	438	1
Benzène	4,37E-05	1,55E-02	1,58E-02	354	362	1
Chlorure de vinyle	2,63E-04	8,81E-02	7,85E-02	335	298	1

Annexe 13.8 : Résultats des concentrations modélisées dans le cas d'un sous-sol pour une pollution de l'air du sol immédiatement sous les fondations fixée à 1 mg/m³ (profondeur de 30 cm sous les fondations).

Substances	Concentration modélisée (mg/m ³)				Rapport des concentrations			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CaTOX	HESP/J&E	VOLASOIL / HESP	VOLASOIL / J&E	J&E/CaTOX
Tétrachloro éthylène	1,40E-03	4,32E-04	1,17E-02	7,40E-08	3	8	27	5834
Benzène	1,71E-03	4,59E-04	1,18E-02	2,23E-07	4	7	26	2060
Chlorure de vinyle	2,14E-03	4,86E-04	1,21E-02	4,01E-08	4	6	25	12131

Annexe 14 : Résultats de la comparaison des concentrations modélisées avec les mesures de la base de données de l'US EPA

Annexe 14.1 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation de type plein sol à partir d'une concentration dans l'air du sol (toutes substances confondues) (20 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol (habitations type plein sol)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	85,0	85,0	45,0	90,0	15,0	15,0	55,0	10,0
Médiane	34,2	10,8	3,1	172,8	13,7	35,1	24,7	2,2
90ème percentile	249,1	113,8	46,4	1779,0	11967,4	31761,6	2442,3	2,7

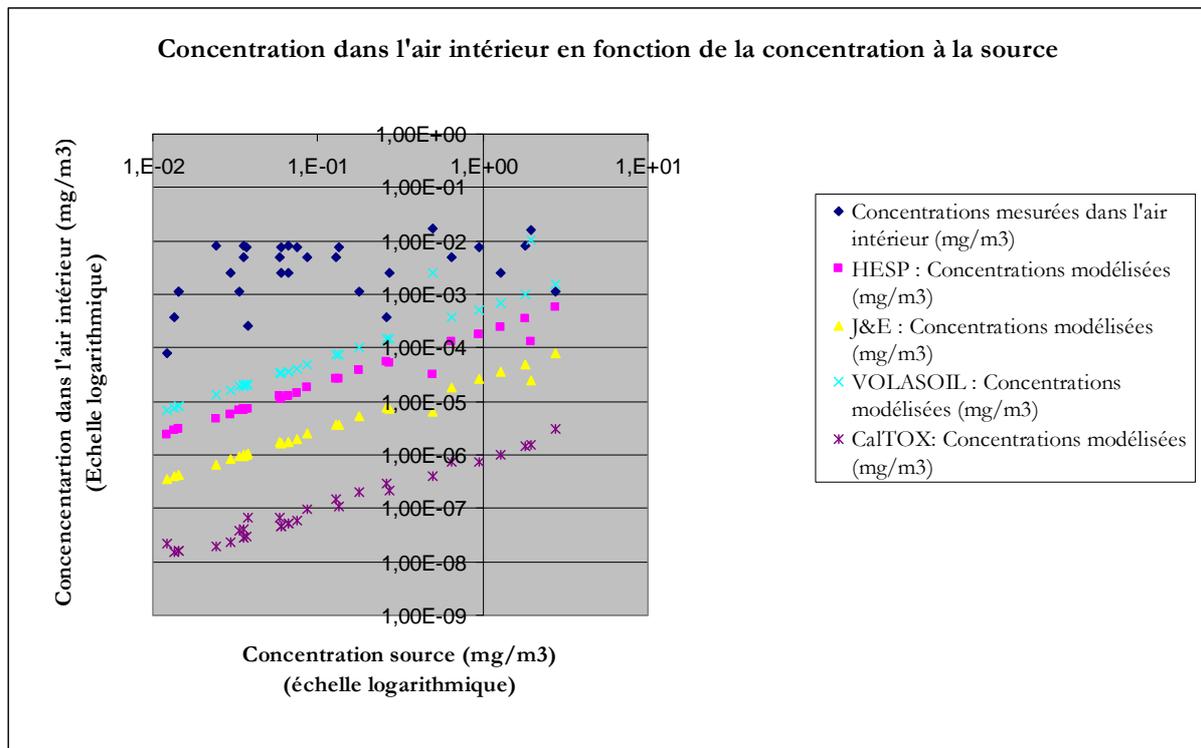
- Pour HESP, 85% des concentrations modélisées sont inférieures de 1 à 2 ordres de grandeurs aux concentrations réelles. 15% des modélisations sont supérieures aux mesures avec une médiane à 13,7 et un 90ème percentile à environ 12000.

- Pour J&E, 85% des concentrations sont inférieures aux mesures, cependant les sous-estimations sont moins importantes que pour HESP (médiane à 10,8 et 90ème percentile à 113,8). Cependant les surestimations sont plus importantes avec un 90ème percentile à 31761. Ainsi dans 10% des cas, le rapport entre concentrations modélisées et concentrations réelles est supérieur à 31761,6.

- VOLASOIL semble être plus adapté avec moins d'une modélisation sur deux inférieure à la réalité (45%), le rapport des concentrations restant inférieur à 2 ordres de grandeur. De même, dans les cas de surestimations, la médiane est égale à 20,2 c'est à dire que le rapport des concentrations est inférieur à 20,2 dans 50% des cas de surestimations.

- Les concentrations modélisées par CalTOX sont inférieures de plusieurs ordres de grandeurs (médiane à 172,8 et 90ème percentile à 1779) aux concentrations mesurées dans l'air intérieur dans tous les cas. CalTOX est le modèle le moins protecteur.

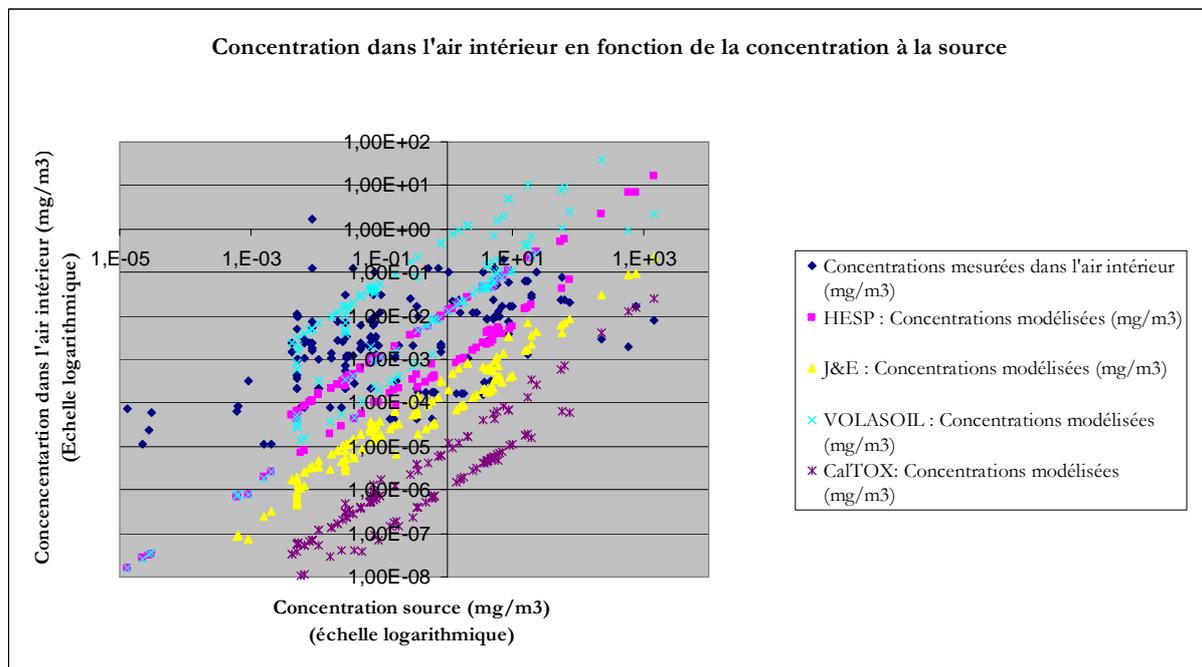
Annexe 14.2: Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation sur vide sanitaire à partir d'une concentration dans l'air du sol (toutes substances confondues) (34 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol (habitations sur vide sanitaire)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	91,2	97,1	82,4	100,0	8,8	2,9	17,6	0,0
Mediane	207,1	1372,5	75,7	319538,1	1,9	2,6	2,8	
90ème percentile	692,0	4940,1	291,1	1718561,4	10,7	2,6	555,5	

- 82,4% des modélisations sont inférieures aux mesures avec une médiane à 256,9 et un 90^{ème} percentile à 808,6. Les surestimations restent limitées à 1 ordre de grandeur
- J&E apparaît plus minorant qu'HESP avec 97,1% des modélisations inférieures aux mesures. Pour 50% des sous-estimations, on observe un rapport supérieur d'au moins 3 ordres de grandeurs. Les surestimations restent limitées à 1 ordre de grandeur.
- VOLASOIL apparaît comme le plus protecteur. Cependant, il est toujours observé 82,4% de sous-estimations mais 50% d'entre elles sont inférieures à 2 ordres de grandeurs,
- CalTOX apparaît toujours comme nettement minorant avec 100% de sous-estimations.

Annexe 14.3 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation sur sous-sol à partir d'une concentration dans l'air du sol (toutes substances confondues) (169 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol (habitations sur sous-sol)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	70,4	95,3	25,4	98,2	29,6	4,7	74,6	1,8
Médiane	6,6	83,0	10,2	3676,3	5,0	5,4	14,4	3,1
90ème percentile	117,9	1702,8	403,4	83067,5	42,9	32,9	319,3	5,8

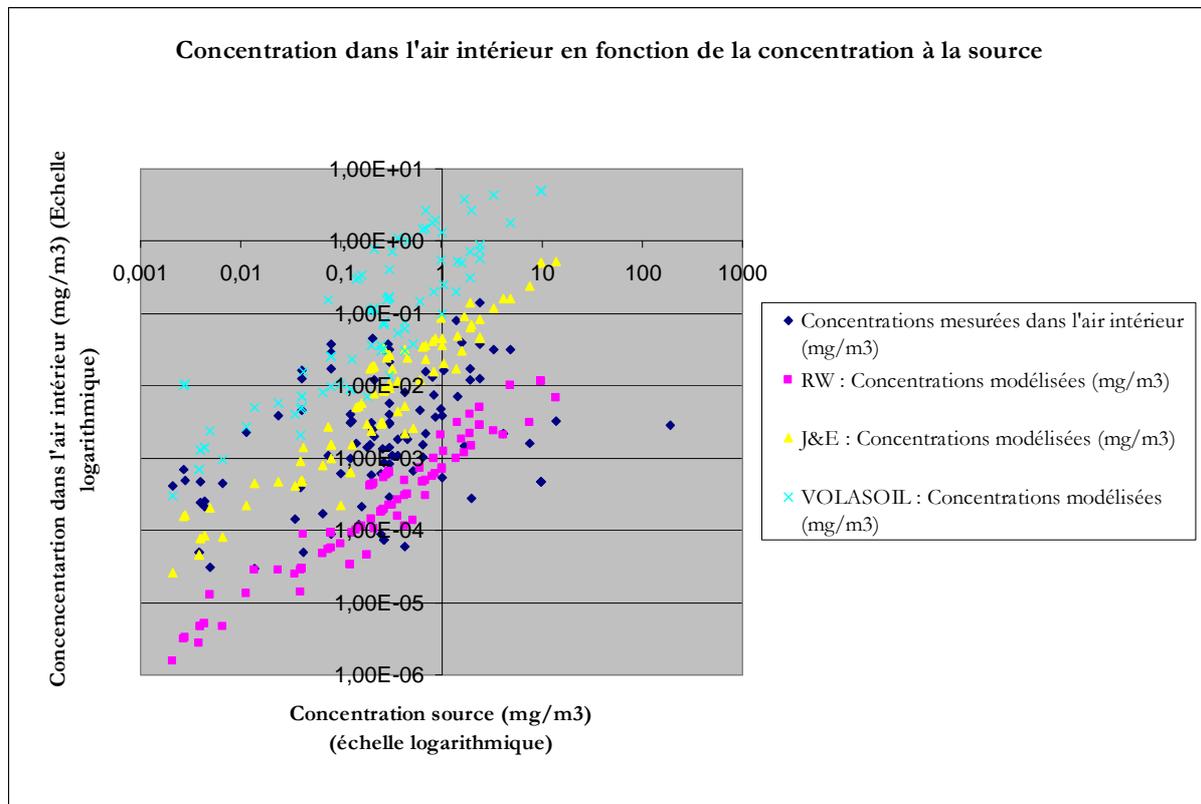
- Les concentrations modélisées par HESP sont celles qui sont les plus proches de la réalité avec 70,4% de sous-estimations limitées à 2 ordres de grandeurs. La médiane à 6,6 montre que la modélisation est assez proche des mesures constatées. De même, les surestimations sont inférieures, dans 90% des cas, à 2 ordres de grandeur.

- J&E modélise des concentrations inférieures à la réalité dans 95,3% des cas (médiane à 83 et 90^{ème} percentile à 1702). Dans 10% des cas, les concentrations modélisées sont inférieures de plus de 3 ordres de grandeur par rapport à la réalité.

- VOLASOIL est le modèle le plus protecteur avec seulement 25% de sous-estimations (médiane à 10,2 et 90ème percentile à 403,4). 50% d'entre elles sont inférieures à 1 ordre de grandeur. Les surestimations restent limitées à 2 ordres de grandeurs (rapport des concentrations inférieur à 319,3 pour 90% des surestimations).

- CalTOX présente des sous-estimations importantes, supérieures à 4 ordres de grandeurs dans plus de 50% des cas.

Annexe 14.4 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation plein sol à partir d'une concentration dans les eaux souterraines (toutes substances confondues) (101 points par modèle)



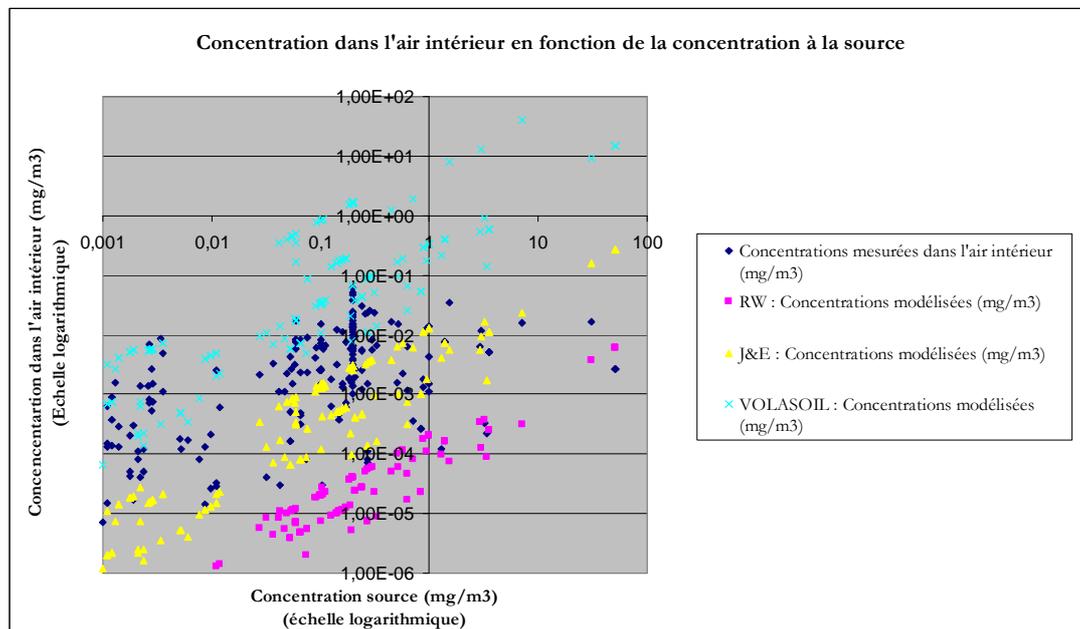
Concentration dans les eaux souterraines (habitations type plein sol)							
	Sous-estimation			Sur estimation			
	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	
Pourcentage	86,3	31,4	4,9	12,7	67,6	94,1	
Médiane	10,4	3,3	1,5	2,7	8,6	51,6	
90ème percentile	149,5	18,7	2,1	24,5	116,9	2026,1	

- RW est le moins protecteur avec 86,3% des modélisations inférieures aux mesures. La médiane à 10,4 et le 90^{ème} percentile à 148,5 montrent des sous-estimations limitées.

- J&E est le modèle montrant les meilleures corrélations. 31,4% des concentrations modélisées sont inférieures aux mesures mais le rapport des concentrations reste inférieur à 20 dans 90% des cas. On observe 67,6% de surestimations limitées à 2 ordres de grandeurs.

- VOLASOIL est le modèle le plus protecteur avec seulement 4,9% des concentrations modélisées inférieures à la réalité. Les surestimations sont supérieures d'un ordre de grandeur par rapport à J&E avec un 90^{ème} percentile à 2026,1.

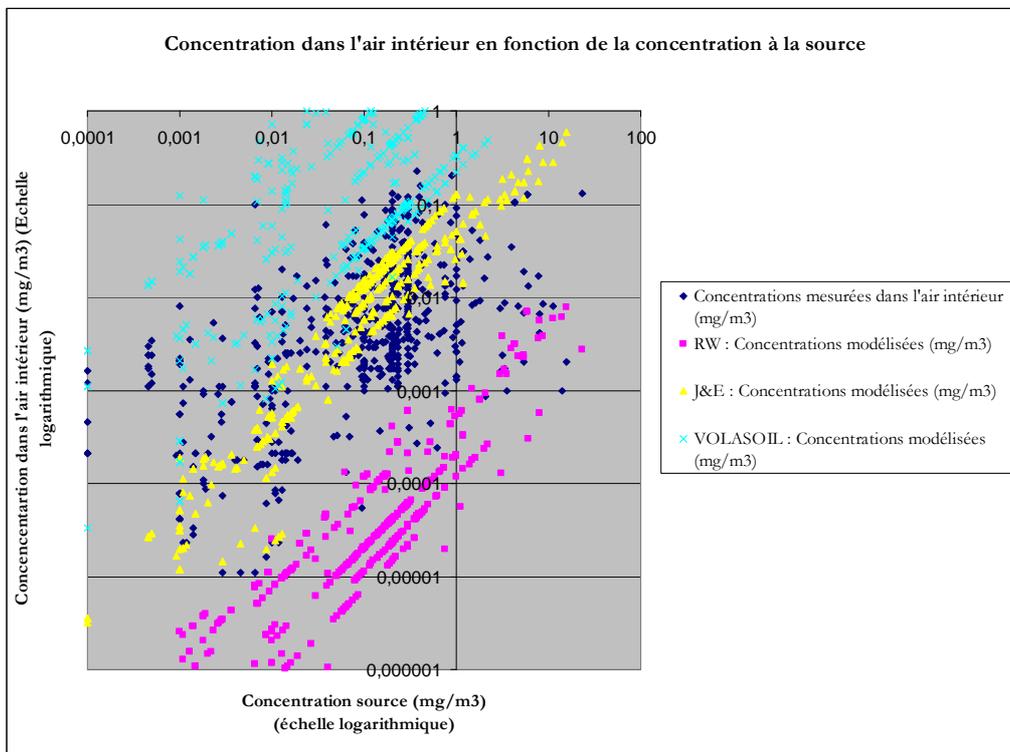
Annexe 14.5 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation sur vide sanitaire à partir d'une concentration dans les eaux souterraines (toutes substances confondues) (214 points par modèle)



Concentration dans les eaux souterraines (habitations sur vide sanitaire)							
	Sous-estimation			Sur estimation			
	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	
Pourcentage	96,7	75,7	3,3	3,3	24,3	96,3	
Mediane	211,8	6,8	1,3	2,3	2,2	53,6	
90ème percentile	1806,7	65,2	15,7	2,3	96,0	543,5	

- RW est encore le modèle le plus minorant. Le rapport des concentrations est supérieur par rapport au cas plein sol (90^{ème} percentile à 1806,7 au lieu de 149,5).
- Au même titre que RW, J&E est plus minorant que dans le cas plein sol avec 75,7% de modélisations inférieures aux mesures contre 31,4%. Les sous-estimations restent inférieures à 2 ordres de grandeurs (90^{ème} percentile à 65,2)
- VOLASOIL est toujours le modèle le plus protecteur avec 96,3% de surestimations (médiane à 53,6 et 90^{ème} percentile à 543,5)

Annexe 14.6 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation sur sous-sol à partir d'une concentration dans les eaux souterraines (toutes substances confondues) (603 points par modèle)



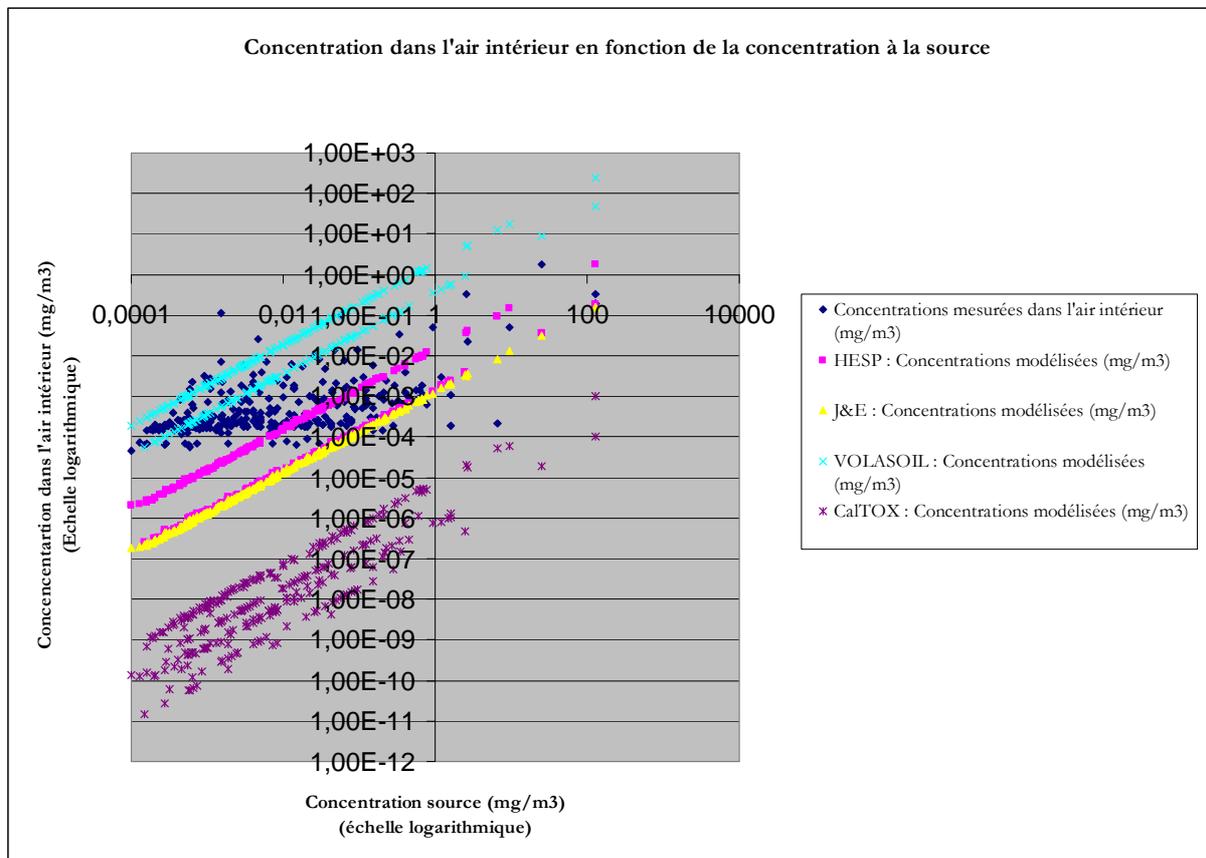
Concentration dans les eaux souterraines (habitations sur sous-sol)							
	Sous-estimation			Sur-estimation			
	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	RW	J&E ES	VOLASOIL ES	
Pourcentage	98,8	40,3	2,8	1,2	59,7	97,2	
Mediane	193,8	3,4	1,5	1,6	4,1	35,8	
90ème percentile	2021,0	39,9	7,1	5,9	16,6	814,6	

- Dans le cas d'un sous-sol, les différences sont encore accrues par rapport aux deux autres types de fondations. Les modélisations sont inférieures à la réalité quasiment tous les cas (98,8%) avec une médiane du rapport des concentrations à 193,8 et un 90^{ème} percentile à 2021. Dans quasiment 50% des cas, les différences sont donc supérieures à 2 ordres de grandeurs.

- Pour le modèle J&E, il apparaît plus adapté que pour le cas d'un vide sanitaire avec 40,3% de sous-estimations au lieu de 75,7%. 50% d'entre elles restent dans le même ordre de grandeur (médiane à 3,4). De même les surestimations restent limitées à 1 ordre de grandeur (90^{ème} percentile à 16,6).

- VOLASOIL est toujours le plus protecteur avec quasiment 100% de surestimations (97,2%). Ces surestimations sont plus importantes que pour J&E.

Annexe 14.7 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation dont le type de fondations est inconnu à partir d'une concentration dans les sols immédiatement sous les fondations (hypothèse de calcul : habitation sur sous-sol) (toutes substances confondues) (285 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol sous dalle (type de fondations inconnu)								
	Sous-estimation				Surs-estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	80,7	94,4	35,4	100,0	19,3	5,6	64,6	0,0
Médiane	25,0	57,6	2,5	48836,3	3,6	1,5	7,7	
90ème percentile	329,1	377,2	12,3	1015790,0	13,2	9,9	107,4	

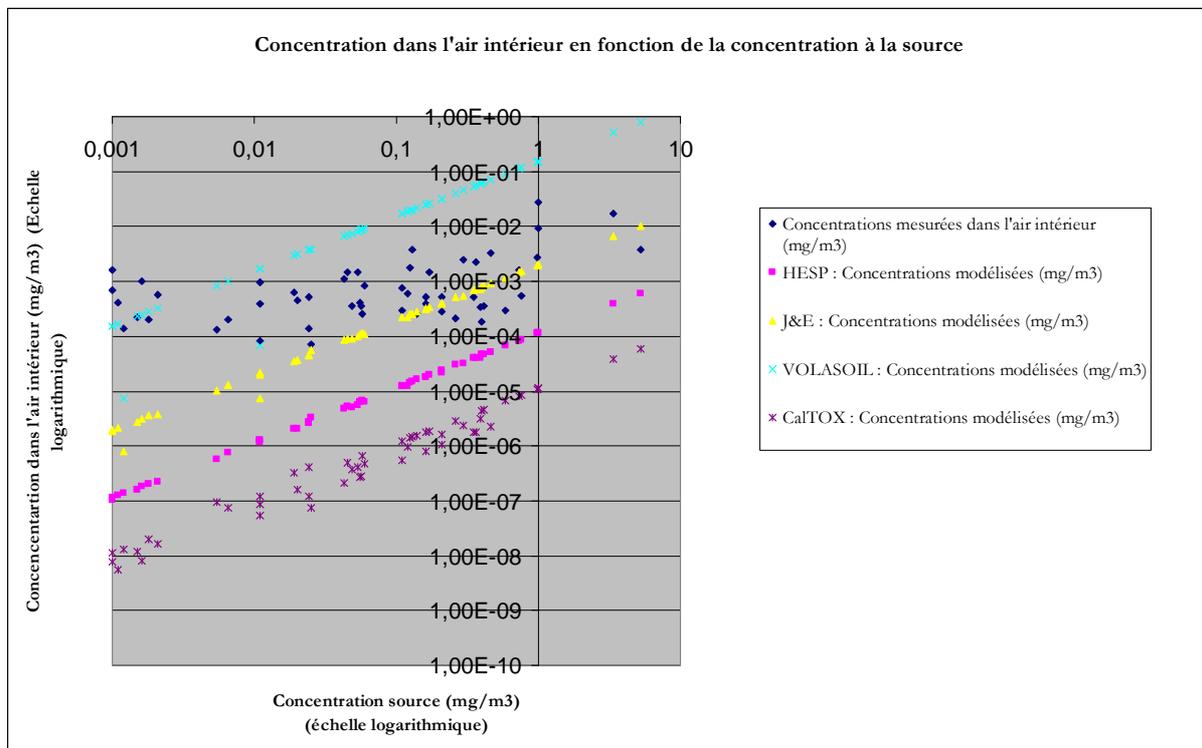
- Dans 80,7% des cas, les concentrations modélisées par HESP sont inférieures à la réalité (médiane à 25 et 90^{ème} percentile à 329,1). Les surestimations sont en général inférieures à 1 ordre de grandeur (90^{ème} percentile à 13,2)

- J&E est plus minorant qu'HESP avec 94,4% de sous-estimations d'environ 2 ordres de grandeurs (médiane à 57,6 et 90^{ème} percentile à 377,2. Les surestimations sont limitées à 1 ordre de grandeur.

- VOLASOIL apparait comme le modèle le plus adapté pour ce type de situation avec 35,4% de sous-estimations restant dans la majorité des cas dans le même ordre de grandeur (90^{ème} percentile à 12,3). Les surestimations sont en inférieures à 2 ordres de grandeur (90^{ème} à 107,4)

- CalTOX est toujours nettement inférieur à la réalité (différence supérieure à 4 ordres de grandeur)

Annexe 14.8 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation plein sol à partir d'une concentration dans l'air du sol immédiatement sous les fondations (toutes substances confondues) (67 points par modèles)



Concentration dans les gaz du sol sous dalle (Habitations de type plein sol)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	100,0	85,1	28,4	100,0	0,0	14,9	71,6	0,0
Médiane	190,8	14,3	2,6	1777,6		2,4	22,4	
90ème percentile	4828,7	339,0	19,3	89345,7		4,0	184,0	

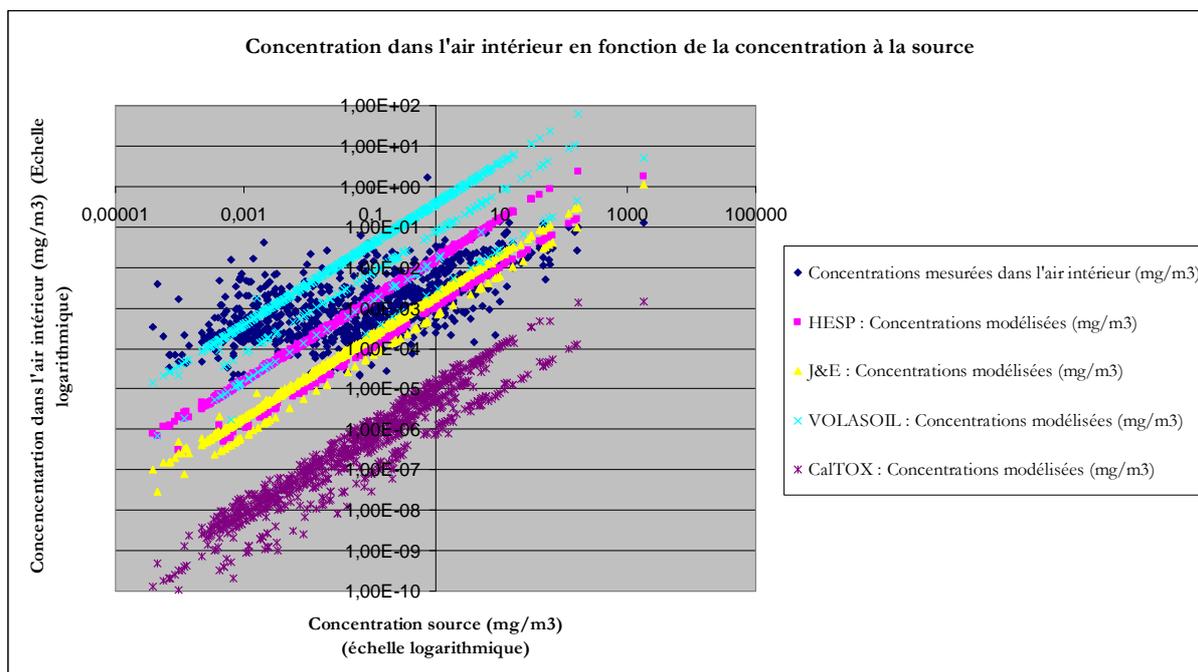
- Les concentrations modélisées par HESP sont inférieures aux concentrations mesurées dans tous les cas. De plus, ces surestimations sont assez importantes avec une médiane du rapport des concentrations à 190,8.

- J&E semble plus cohérent. Cependant, le pourcentage de sous-estimations reste important (85,1%). 50% d'entre elles présentent un rapport des concentrations inférieur à 14,3. Les surestimations restent dans le même ordre de grandeur.

- VOLASOIL est toujours le plus protecteur avec 28,4% des modélisations inférieures à la réalité. 90% d'entre elles présentent un rapport "concentration mesurée sur concentration réelle" inférieur à 20. Les surestimations sont néanmoins supérieures à celle de J&E (90^{ème} percentile à 184 contre 4).

- CalTOX est toujours le modèle le plus minorant avec 50% des concentrations inférieures de plus de 4 ordres de grandeur aux concentrations réelles.

Annexe 14.9 : Résultats de la modélisation obtenus pour le cas d'une habitation sur sous-sol à partir d'une concentration dans l'air du sol immédiatement sous les fondations (toutes substances confondues) (976 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol sous dalle (Habitations sur sous-sol)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	52,2	82,7	16,7	100,0	47,8	17,3	83,3	0,0
Médiane	9,8	11,8	2,3	2190,0	3,6	2,1	37,8	
90ème percentile	97,0	341,0	106,5	80695,6	17,6	7,4	251,5	

- HESP est moins minorant que dans le cas plein sol avec 52,2% de sous-estimations (90^{ème} percentile à 97). Les surestimations restent limitées à 1 ordre de grandeur.

- J&E présente des modélisations semblables au cas plein sol avec 82,7% de sous-estimations (médiane à 11,8 et 90^{ème} percentile à 341). Les surestimations restent dans le même ordre de grandeur.

- VOLASOIL est encore le modèle le plus protecteur avec seulement 16,7% de sous-estimations inférieures en générale à 2 ordres de grandeur. A noter que 50% des sous-estimations restent proches des concentrations réelles (médiane à 2,3). Les surestimations sont en général de 1 à 2 ordres de grandeurs (médiane à 37,8 et 90^{ème} percentile à 251,5).

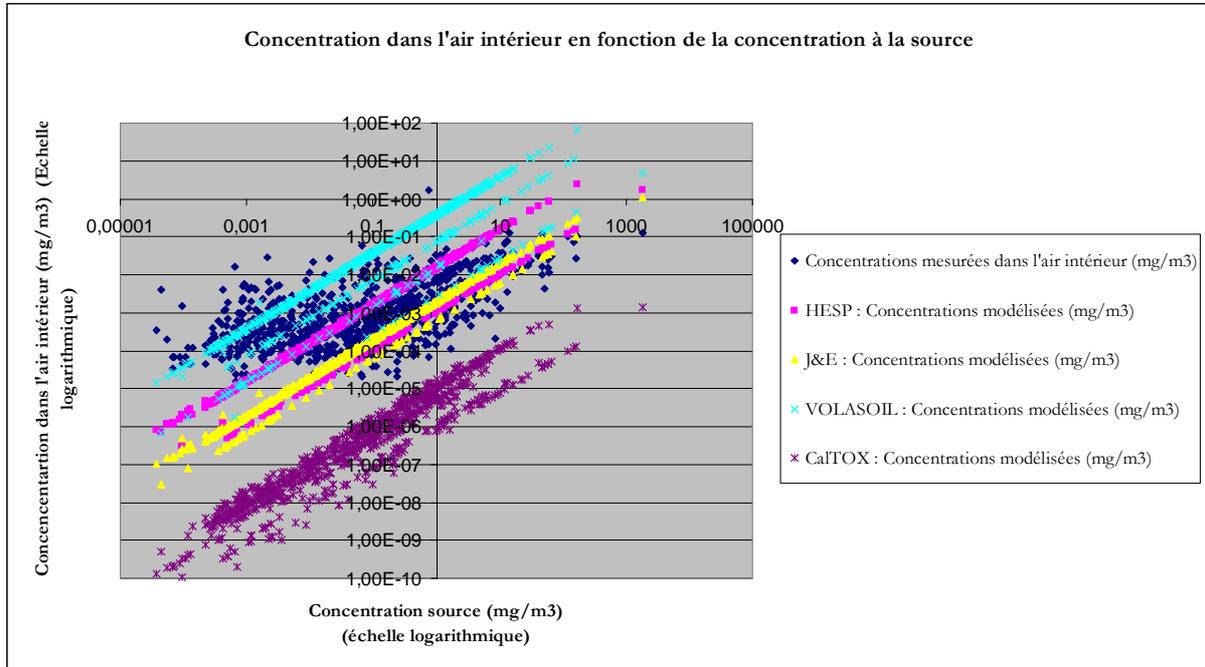
- CalTOX modélise des résultats nettement inférieurs aux concentrations réelles en général de plusieurs ordres de grandeur (médiane à 20067,1)

Annexe 15 : Résultats de la comparaison entre mesures et modélisations pour les hydrocarbures de la base de données de l'US EPA

Cette annexe présente les résultats des différentes modélisations de concentrations dans l'air intérieur pour des composés de type BTEX. Les huit dernières colonnes mentionnent le ratio entre la concentration mesurée et la concentration modélisée (cas d'une sous-estimation) et le ratio entre la concentration modélisée et la concentration mesurée (cas d'une surestimation).

Concentrations dans l'air du sol															
Site	Substances	Concentration source	Concentration air intérieur (mg/m3)	Concentrations modélisées (mg/m3)				Rapport concentration mesurée sur concentration modélisée				Rapport concentration modélisée sur concentration mesurées			
				HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX
Stafford	Toluène	5,E+02	3,18E-03	4,37E-02	1,12E-01	7,76E+00	9,49E-04					3,E+00	1,E+01	4,E+01	2,E+03
BP Site	Ethylbenzène	2,E+02	8,00E-04	2,18E+00	4,30E-02	8,06E+00	3,89E-04					2,E+00	3,E+03	5,E+01	1,E+04
BP Site	Benzène	6,E+02	2,00E-03	6,67E+00	1,32E-01	2,11E+01	1,32E-03					2,E+00	3,E+03	7,E+01	1,E+04
BP Site	Xylènes totaux	8,E+02	1,70E-02	7,02E+00	1,39E-01	2,71E+01	1,45E-03					1,E+01	4,E+02	8,E+00	2,E+03
BP Site	Toluène	1,E+03	8,00E-03	1,64E+01	3,25E-01	5,25E+01	2,63E-03					3,E+00	2,E+03	4,E+01	7,E+03
Concentration dans les eaux souterraines															
				RW	J&E	VOLASOIL		RW	J&E	VOLASOIL		RW	J&E	VOLASOIL	
MADEP3	Toluène	0,21	1,20E-02	1,04E-04	7,83E-03	7,69E-01		1,E+02	2,E+00					6,E+01	
MADEP3	Benzène	0,37	1,80E-03	1,55E-04	1,17E-02	1,14E+00		1,E+01					6,E+00	6,E+02	
MADEP3	Xylènes totaux	0,7	1,55E-02	3,05E-04	2,31E-02	2,73E+00		5,E+01					1,E+00	2,E+02	
Stafford	Toluène	14	3,18E-03	6,91E-03	5,22E-01	3,85E+01					2,E+00	2,E+02	1,E+04		
Stafford	Ethylbenzène	4,2	6,79E-06	2,12E-03	1,60E-01	1,37E+01					3,E+02	2,E+04	2,E+06		
Stafford	Benzène	7,5	1,62E-03	3,14E-03	2,37E-01	1,73E+01					2,E+00	1,E+02	1,E+04		
MADEP6	Benzène	3	9,00E-03	1,26E-04	9,48E-03	1,31E+01		7,E+01				1,E+00	1,E+03		
MADEP6	Xylènes totaux	7,12	1,60E-02	3,10E-04	2,34E-02	3,95E+01		5,E+01				1,E+00	2,E+03		
MADEP6	Toluène	1,514	2,20E-02	7,47E-05	5,64E-03	7,88E+00		3,E+02	4,E+00				4,E+02		
BP Site	Ethylbenzène	0,98	8,00E-04	5,18E-04	2,53E-02	7,83E+00		2,E+00					3,E+01	1,E+04	
BP Site	Benzène	5,35	2,00E-03	2,34E-03	1,15E-01	3,02E+01					1,E+00	6,E+01	2,E+04		
BP Site	Xylènes totaux	7,8	1,70E-02	3,55E-03	1,74E-01	5,59E+01		5,E+00				1,E+01	3,E+03		
BP Site	Toluène	11,25	8,00E-03	5,81E-03	2,84E-01	7,57E+01		1,E+00				4,E+01	9,E+03		
MADEP3	Toluène	0,88	5,00E-02	4,34E-04	3,28E-02	7,89E+00		1,E+02	2,E+00				2,E+02		
MADEP3	Toluène	0,88	1,00E-03	4,34E-04	3,28E-02	7,89E+00		2,E+00					3,E+01	8,E+03	
MADEP3	Xylènes totaux	1,8	3,00E-03	7,84E-04	5,93E-02	1,72E+01		4,E+00					2,E+01	6,E+03	
MADEP3	Xylènes totaux	1,8	9,30E-03	7,84E-04	5,93E-02	1,72E+01		1,E+01					6,E+00	2,E+03	
MADEP3	Ethylbenzène	3,3	6,60E-03	1,67E-03	1,26E-01	3,51E+01		4,E+00					2,E+01	5,E+03	
MADEP3	Ethylbenzène	3,3	1,70E-03	1,67E-03	1,26E-01	3,51E+01		1,E+00					7,E+01	2,E+04	
MADEP3	Benzène	5,4	1,66E-02	2,26E-03	1,71E-01	4,06E+01		7,E+00					1,E+01	2,E+03	
MADEP3	Benzène	5,4	4,40E-03	2,26E-03	1,71E-01	4,06E+01		2,E+00					4,E+01	9,E+03	
MADEP4	Toluène	4,65	8,00E-03	2,29E-03	1,73E-01	2,94E+01		3,E+00					2,E+01	4,E+03	
MADEP4	Xylènes totaux	8,59	8,40E-03	3,74E-03	2,83E-01	5,80E+01		2,E+00					3,E+01	7,E+03	
MADEP5	Toluène	3,03	7,58E-03	1,49E-03	1,13E-01	2,72E+01		5,E+00					1,E+01	4,E+03	
MADEP6	Ethylbenzène	0,03	1,28E-02	1,51E-05	1,15E-03	9,68E-01		8,E+02	1,E+01				7,E+01		
MADEP6	Benzène	0,072	2,36E-02	3,01E-05	2,28E-03	1,62E+00		8,E+02	1,E+01				7,E+01		
MADEP6	Toluène	0,17	7,40E-02	8,39E-05	6,34E-03	4,57E+00		9,E+02	1,E+01				6,E+01		
MADEP6	Xylènes totaux	0,5	6,20E-02	2,18E-04	1,65E-02	1,43E+01		3,E+02	4,E+00				2,E+02		
MADEP7	Ethylbenzène	1,1	2,00E-03	5,55E-04	4,20E-02	1,04E+01		4,E+00					2,E+01	5,E+03	
MADEP7	Benzène	3,5	1,00E-03	1,46E-03	1,11E-01	2,34E+01					1,E+00	1,E+02	2,E+04		
MADEP7	Xylènes totaux	13,9	1,00E-03	6,05E-03	4,58E-01	1,18E+02					6,E+00	5,E+02	1,E+05		
MADEP7	Toluène	15,7	2,00E-03	7,74E-03	5,85E-01	1,25E+02					4,E+00	3,E+02	6,E+04		
Mount Holly	Benzène	0,308	4,00E-04	1,35E-04	6,63E-03	6,94E+00		3,E+00					2,E+01	2,E+04	
Mount Holly	Ethylbenzène	0,521	4,40E-04	2,75E-04	1,34E-02	1,66E+01		2,E+00					3,E+01	4,E+04	
Mount Holly	Toluène	1,15	3,25E-03	5,94E-04	2,90E-02	3,09E+01		5,E+00					9,E+00	1,E+04	
Mount Holly	Xylènes totaux	2,054	8,70E-04	9,36E-04	4,59E-02	5,89E+01					1,E+00	5,E+01	7,E+04		
Stafford	Ethylbenzène	1,11	3,18E-03	5,60E-05	4,24E-02	3,60E+00		6,E+01					1,E+01	1,E+03	
Stafford	Benzène	3,05	1,62E-03	1,28E-04	9,64E-02	6,99E+00		1,E+01					6,E+01	4,E+03	
Stafford	Toluène	6,0125	2,32E-05	2,97E-04	2,24E-01	1,64E+01					1,E+01	1,E+04	7,E+05		
Concentrations sous dalle															
				HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CaITOX
Georgetown	Xylènes totaux	0,064	7,50E-03	8,94E-05	7,94E-05	2,34E-02	1,23E-07	8,E+01	9,E+01					3,E+00	
Georgetown	Xylènes totaux	0,115	2,90E-03	1,61E-04	1,43E-04	4,21E-02	2,22E-07	2,E+01	2,E+01					1,E+01	
DenverPCEBB	Benzène	0,00044	1,15E-03	7,52E-06	2,96E-07	6,87E-06	9,59E-09	2,E+02	4,E+03	2,E+02				1,E+05	
DenverPCEBB	Xylènes totaux	0,00046	1,20E-03	6,43E-06	2,91E-07	6,83E-06	9,23E-09	2,E+02	4,E+03	2,E+02				1,E+05	
DenverPCEBB	Ethylbenzène	0,00051	1,90E-03	7,42E-06	3,27E-07	7,46E-06	9,26E-09	3,E+02	6,E+03	3,E+02				2,E+05	
DenverPCEBB	Benzène	0,00075	1,00E-03	1,28E-05	5,04E-07	1,17E-05	1,64E-08	8,E+01	2,E+03	9,E+01				6,E+04	
DenverPCEBB	Benzène	0,00083	2,00E-03	1,42E-05	5,57E-07	1,30E-05	1,81E-08	1,E+02	4,E+03	2,E+02				1,E+05	
DenverPCEBB	Xylènes totaux	0,00087	2,10E-03	1,22E-05	5,50E-07	1,25E-05	1,74E-08	2,E+02	4,E+03	2,E+02				1,E+05	
DenverPCEBB	Benzène	0,00088	2,50E-03	1,50E-05	5,91E-07	1,37E-05	1,92E-08	2,E+02	4,E+03	2,E+02				1,E+05	
DenverPCEBB	Toluène	0,00091	5,90E-03	1,54E-05	6,09E-07	1,41E-05	1,51E-08	4,E+02	1,E+04	4,E+02				4,E+05	
DenverPCEBB	Benzène	0,0012	2,00E-03	2,05E-05	8,06E-07	1,87E-05	2,62E-08	1,E+02	2,E+03	1,E+02				8,E+04	
DenverPCEBB	Xylènes totaux	0,0012	4,50E-03	1,68E-05	7,58E-07	1,73E-05	2,41E-08	3,E+02	6,E+03	3,E+02				2,E+05	
DenverPCEBB	Toluène	0,0014	4,00E-03	2,36E-05	9,37E-07	2,18E-05	2,32E-08	2,E+02	4,E+03	2,E+02				2,E+05	
DenverPCEBB	Toluène	0,0021	2,90E-02	3,55E-05	1,41E-06	3,26E-05	3,49E-08	8,E+02	2,E+04	9,E+02				8,E+05	
DenverPCEBB	Xylènes totaux	0,0022	6,70E-03	3,07E-05	1,39E-06	3,17E-05	4,41E-08	2,E+02	5,E+03	2,E+02				2,E+05	
DenverPCEBB	Toluène	0,0022	3,43E-03	3,72E-05	1,47E-06	3,42E-05	3,65E-08	9,E+01	2,E+03	1,E+02				9,E+04	
DenverPCEBB	Benzène	0,0026	1,90E-03	4,44E-05	1,75E-06	4,06E-05	5,67E-08	4,E+01	1,E+03	5,E+01				3,E+04	

Annexe 16 : Résultats de la modélisation obtenus après correction par le bruit de fond pour le cas d'une habitation sur sous-sol à partir d'une concentration dans l'air du sol immédiatement sous les fondations (toutes substances confondues) (976 points par modèle)



Concentration dans les gaz du sol sous dalle (Habitations sur sous-sol)								
	Sous-estimation				Sur estimation			
	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX	HESP	J&E	VOLASOIL	CalTOX
Pourcentage	48,9	79,1	13,7	100,0	51,1	20,9	86,3	0,0
Mediane	8,3	10,5	2,5	1767,9	4,2	2,3	41,5	
Percentile 90	84,2	284,2	108,2	61716,5	20,8	9,1	346,3	

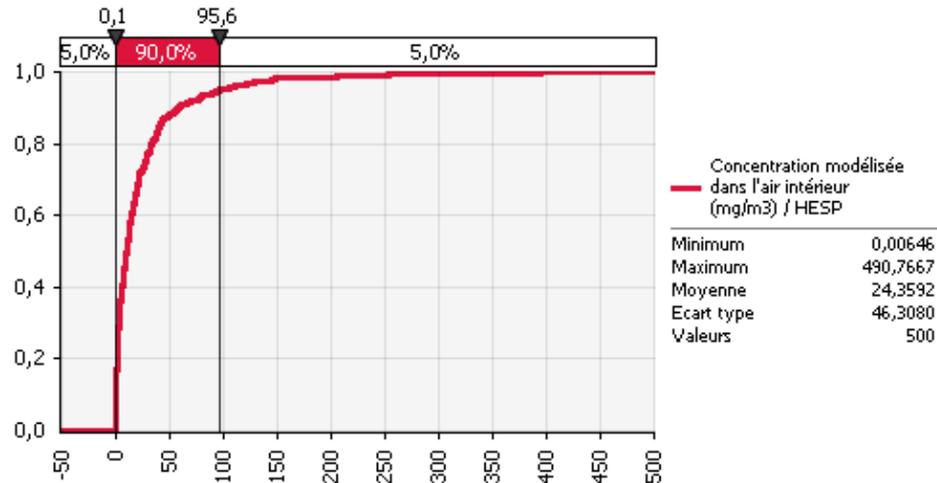
Annexe 17 : Intervalles de valeurs utilisés dans le cadre de l'étude des incertitudes

PARAMETRES SOL					
température du sol	T_s (°C)	10	15	18,75	Weaver and Tillman (2005) (+/-25% par rapport à 15°C)
Perrnéabilité du sol aux gaz	K_v (cm ²)	1,00E-12	1,00E-08	1,00E-06	J&E User's Guide (p34)
masse volumique du sol	MV_s (kg/L)	1,35	1,605	1,66	J&E User's Guide tableau 4 (p19)
fraction de carbone organique	f_{oc} (-)	0,001	0,002	0,006	J&E User's Guide (p34)
Epaisseur de la zone capillaire	L_{zc} (cm)	17,045	42,188	192,308	Calculé
Porosité totale de la zone capillaire	θ_{zc} (-)	0,375	0,419	0,489	J&E User's Guide tableau 4 (p19)
Paramètre de Van Genuchten correspondant au point d'inflexion de la courbe représentant la porosité de l'eau en fonction de la pression au niveau de l'entrée d'air	a_1 (cm ⁻¹)	0,00506	0,016015	0,03524	J&E User's Guide
Pression au niveau de l'entrée d'air ($h=1/a_1$)	h (cm)	28,38	62,44	197,63	Calculé
Paramètre de Van Genuchten représentant l'allure de la courbe	N (-)	1,208	1,4605	3,177	J&E User's Guide
Paramètre de van Genuchten $M=1-(1/N)$	M (-)	0,6852	0,3153	1,1722	J&E User's Guide
teneur en air du sol de la zone capillaire	$TA_{z,c}$ (-)	0,03	0,067	0,122	Calculé
Teneur en eau résiduelle de la zone capillaire	$TE_{r,z,c}$ (-)	0,039	0,064	0,117	J&E User's Guide tableau 3 (p16)
Teneur en eau du sol de la zone capillaire	$TE_{z,c}$ (-)	0,253	0,352	0,424	Calculé
Porosité totale de la zone insaturée	θ_t (-)	0,34	0,43	0,53	J&E User's Guide (p34)
teneur en air du sol de la zone insaturée	TAs (-)	0,01	0,250	0,49	Calculé à partir de la porosité totale et de l'intervalle de valeurs de la teneur en eau
teneur en eau du sol de la zone insaturée	TE_s (-)	0,04	0,103	0,33	J&E User's Guide (p34)
DONNEES HABITAT					
fraction volumique de la phase air dans le béton	BVA (-)		0,01		HESP Reference manual
fraction volumique de la phase liquide dans le béton	BVE (-)		0,01		HESP Reference manual
Crack Ratio	Crack Ratio (-)	0,00019	0,00038	0,0019	J&E User's Guide (p36)
flux volumique de gaz du sol pénétrant dans l'habitation	Q_{soil} (L/min)	1	5	10	J&E User's Guide
Fraction d'ouvertures dans le plancher	f_{of} (m ² /m ²)	0,00005	0,0005	0,005	Waitz et al. (p90)
Nombre d'ouvertures dans le plancher	N (-)	8	10	12	Waitz et al. (p95) (surface de 100m ²)
Renouvellement d'air de base pour le vide sanitaire/sous-sol	$v_{o,b}$ (m ³ /h)	1	20	60	Waitz et al. 1996 (p95)
Renouvellement d'air de base pour l'air intérieur	V_{ri} (m ³ /h)	25	75	150	Waitz et al. 1996 (p95)
Différence de pression entre l'air du vide sanitaire/sous-sol et l'air du sol	DP_{os} (Pa)	1,00E-09	2	10	Waitz et al. 1996 (p95)
Différence de pression entre l'air intérieur et l'air du vide sanitaire/sous-sol	DP_{ie} (Pa)	1,00E-09	2	15	Waitz et al. 1996 (p95)
épaisseur du béton plancher 1er niveau habitation	eb (m)		0,1		Standard
différence de pression entre le sol (ou sous-sol) et le premier niveau d'habitation	ΔP (g/cm.s ²)	0	40	200	J&E User's Guide (p34)
hauteur du vide sanitaire	h_{vs} (m)		0,5		Standard
hauteur du sous-sol	h_{ss} (m)		2,5		Standard
contribution de l'air du ss-sol	f_{si} (-)	0,1	0,2	0,7	HESP (plancher béton) / HESP (plancher bois) / Observation USEPA
taux de ventilation	R_a (/h)	0,1	0,5	1,5	J&E User's Guide (p36)
$Q_{building}$	$Q_{building}$ (m ³ /h)	38	192	576	Calculé
$Q_{building}$	$Q_{building}$ (cm ³ /s)	10675	53375	160125	Calculé
longueur habitation	L_h (m)		15		Standard
largeur habitation	l_h (m)		7		Standard
hauteur habitation	H_h (m)		2,5		Standard
Profondeur des fondations	P_{fond} (m)	0,1	0,4	2,5	Standard
Hauteur de mélange (mixing height)	H (m)	2,44	3,66	4,88	J&E User's Guide (p36)

Annexe 18 : Résultats de l'étude d'incertitudes menée avec @Risk au moyen de simulations type MONTE CARLO

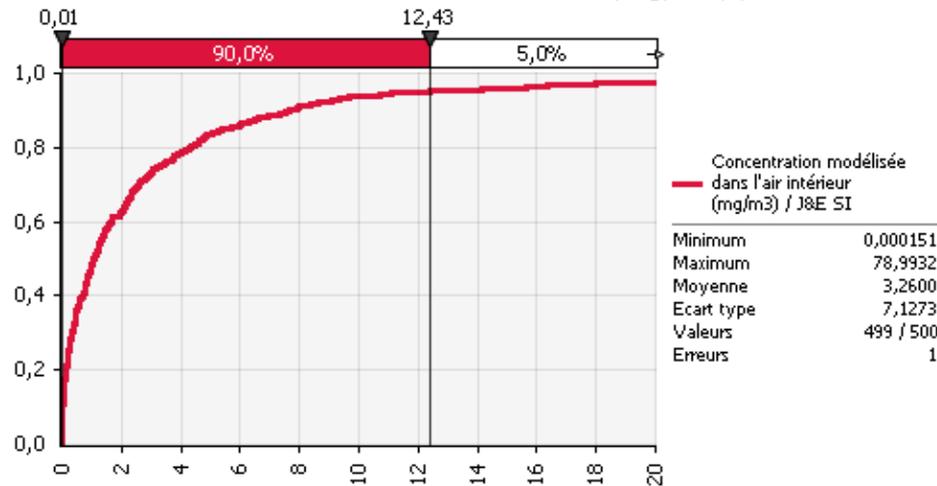
Annexe 18.1 : Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module HESP pour une construction sur vide sanitaire

Concentration modélisée dans l'air intérieur (mg/m³) / HESP

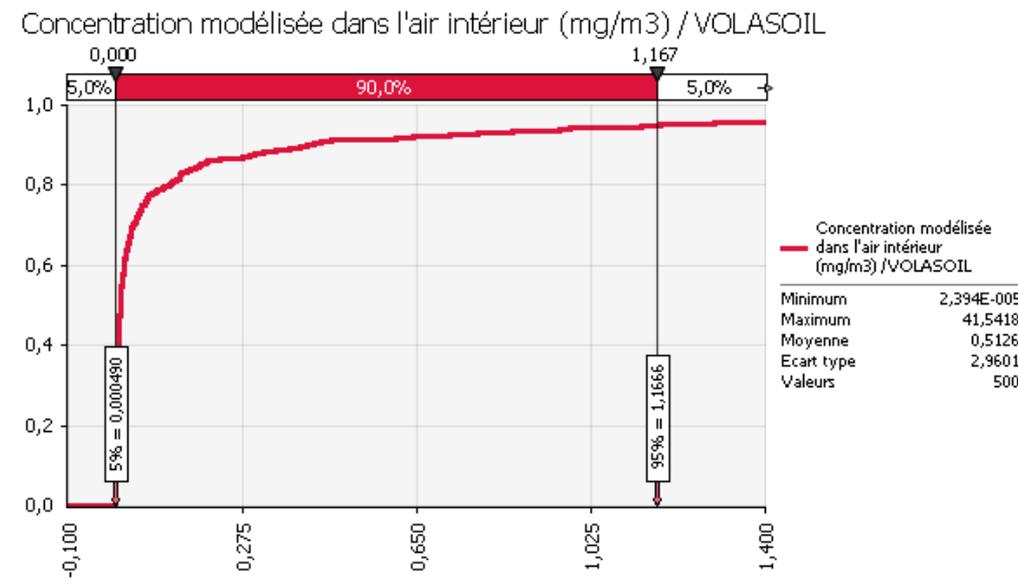


Annexe 18.2 Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module Johnson et Ettinger pour une construction sur sous-sol

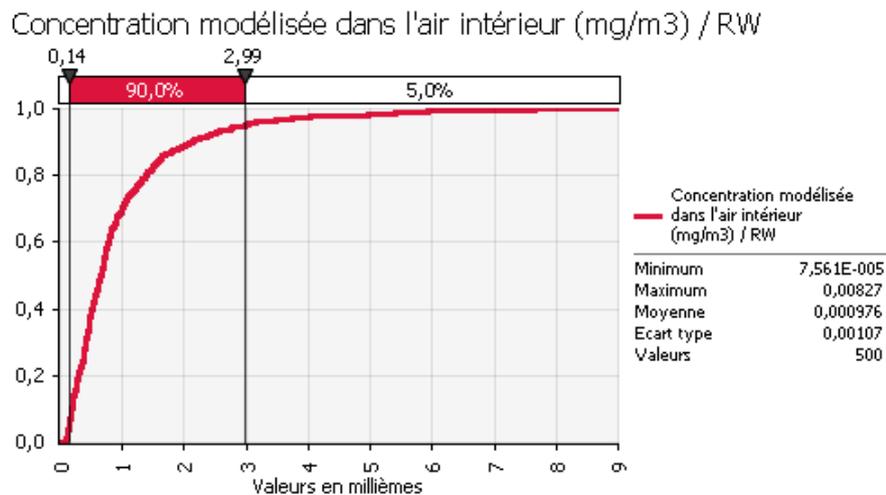
Concentration modélisée dans l'air intérieur (mg/m³) / J&E SI



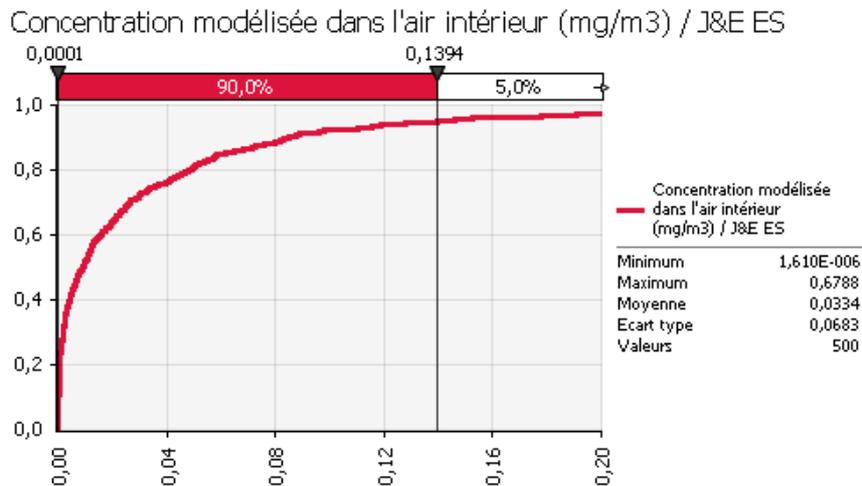
Annexe 18.3 : Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module VOLASOIL pour une construction sur vide sanitaire



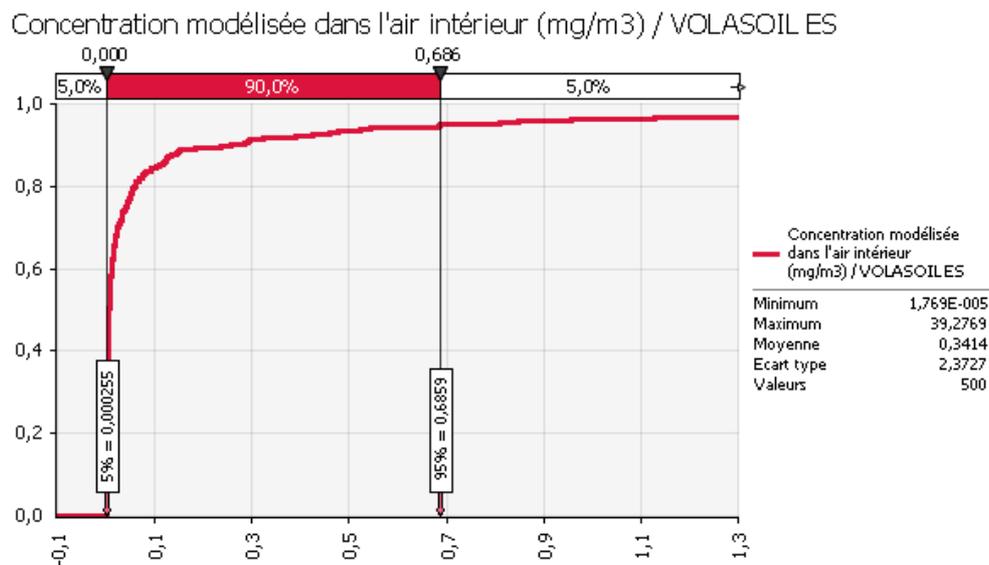
Annexe 18.4 : Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module RISC WorkBench pour une construction plein sol



Annexe 18.5 : Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module Johnson et Ettinger eaux souterraines pour une construction sur sous-sol



Annexe 18.6 : Résultats d'une simulation type MONTE CARLO sur les paramètres d'entrées du module VOLASOIL eaux souterraines pour une construction sur vide sanitaire



Abstract

Analysis and optimization of HPC's tool for modeling indoor air concentrations and Human exposure to soil pollutants as part of polluted sites health risk assessments.

Vapor intrusion is a process by which vapors migrate from a subsurface source and enter buildings through cracks. It sometimes generates high indoor air concentrations causing immediate threats. But concerns come generally from adverse health effects due to the potential chronic inhalation of toxic chemicals.

At sites where no indoor air measurement is possible or to assess future health risks, modeling seems to be the only way to evaluate potential exposures. Actually, many models are able to predict indoor air concentrations from a subsurface source of contamination (soil or groundwater). It can be difficult for risk assessors to decide which one is suitable and will predict the most accurate results. Moreover, models are often improperly used or employed as "black boxes".

Because of many phenomena (diffusion, advection, degradation...) and parameters (soil and chemical properties, buildings characteristics...), vapor intrusion appears to be complex and particularly difficult to estimate. As a result, models make assumptions to solve transfer differential equations. For some of these parameters, a value from the literature is used because of the lack of site specific information. Each of these points leads to high uncertainty of the result that is different from a model to another.

HPC Envirotec has developed his own modeling tool to evaluate potential exposures due to vapor intrusion. It is based on actual models such as HESP 2.1, Johnson & Ettinger (soil contamination) and RISC WorkBench (groundwater contamination). However important differences have been observed between models and by comparing modeled concentrations with field measurements.

The aim of this study is to identify the most commonly used models, analyze their theory and limitations in order to explain these differences. It includes a review of models which can be used to estimate vapor intrusion and their comparison studies, a sensibility analysis of the HPC's modeling tool, a direct comparison between HESP, Johnson & Ettinger, RISC WorkBench, VOLASOIL and CalTOX and a comparison with field measurements (from the USEPA database made for evaluating the Johnson and Ettinger model validity). The suitability of HPC's modeling tool and possible optimizations with new equations and/or modules from existing models have also been analyzed. Uncertainties linked to the parameters setting have been described as well as their impacts on public health and on remediation suitability.

ALO

Cédric

10 octobre 2011

Ingénieur du Génie Sanitaire
Promotion 2011

Examen et optimisation de l'outil de modélisation des concentrations de polluants dans l'air ambiant générées par la contamination du sous-sol et de l'exposition humaine dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'usage d'un site pollué

Résumé :

La contamination de l'air intérieur par les vapeurs issues du sous-sol ou des eaux souterraines traversant les fondations est un problème récurrent dans le domaine des sites et sols pollués. L'exposition chronique à ces vapeurs peut s'avérer préjudiciable sur le plan de la santé humaine. Pour estimer ces expositions, le recours à la modélisation apparaît souvent comme la seule alternative. Cependant, dans le cadre de l'air intérieur, des écarts importants sont observés entre les modèles ainsi qu'en comparant leurs résultats avec des mesures de terrain.

Les modèles les plus communément utilisés dans le cadre du transfert de vapeurs depuis le sol vers l'air intérieur, leur théorie et leurs limites ont été examinés de façon à proposer des explications quant à ces différences. L'étude comprend une revue bibliographique des modèles et de leurs inter-comparaisons, une analyse de sensibilité de l'outil d'HPC Envirotec, une comparaison directe entre les modèles les plus courants, une comparaison avec des concentrations mesurées et une étude des incertitudes liées à ce type de modélisation.

De nombreux phénomènes et paramètres sont mis en jeu et font du transfert de vapeurs depuis les sols ou les eaux souterraines vers l'air intérieur un processus complexe dont la quantification est accompagnée de nombreuses incertitudes. Ces dernières peuvent être une conséquence du paramétrage ou des hypothèses proposées pour la résolution des équations différentielles. Les différents résultats et observations de cette étude ont ainsi permis d'optimiser l'outil d'HPC Envirotec avec de nouveaux modules et équations et de mieux comprendre l'origine des incertitudes et leurs conséquences au niveau de la santé humaine et des mesures de gestion.

Dans le cadre d'évaluations de risques sanitaires basées sur les résultats d'une modélisation, un soin tout particulier doit être porté au choix des valeurs pour les paramètres dont certains peuvent avoir une influence importante sur le résultat. De plus, le choix d'un modèle de calculs plutôt qu'un autre est susceptible d'amener à une sous-estimation des concentrations en substances toxiques et donc du risque inhérent. La pertinence d'un module vis-à-vis de la situation rencontrée apparaît donc comme un élément fondamental tant sur le plan de la validité des résultats que sur le plan de la santé humaine.

Mots clés :

Modélisation, air intérieur, pollution, sites et sols pollués, évaluation quantitatives de risques sanitaires, exposition, transfert de vapeurs, volatilisation

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.