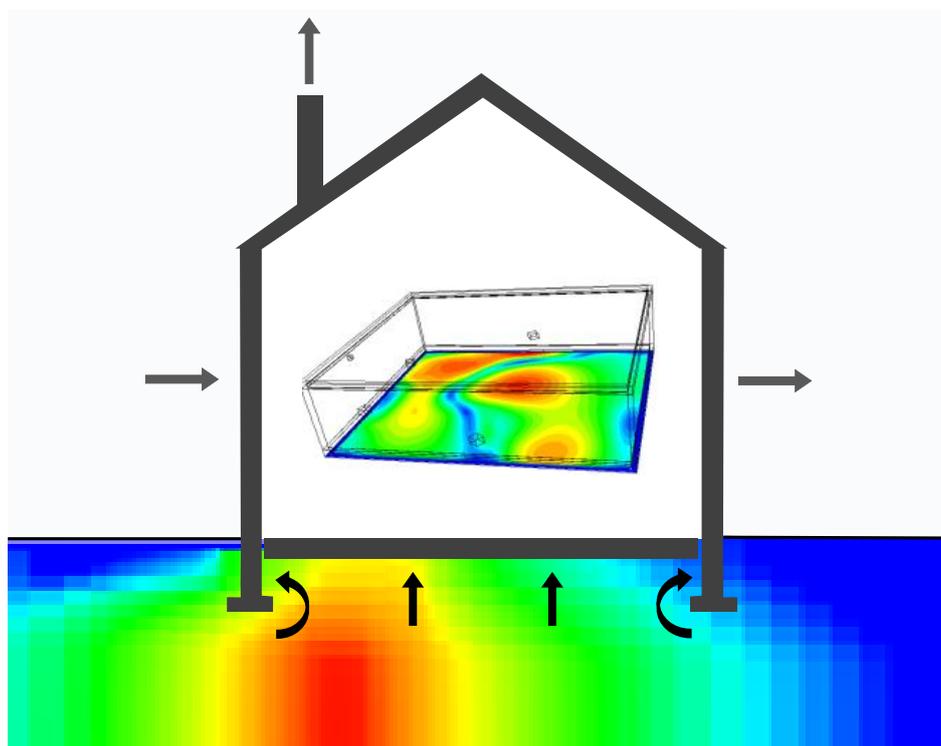


Projet FLUXOBAT



**Evaluation des transferts de COV du
sol vers l'air intérieur et extérieur**

**Annexes du
Guide méthodologique**

Auteurs du guide

TRAVERSE Sylvie (BURGEAP, Département Recherche et Développement, coordinatrice du projet), SCHÄFER Gerhard (LHYGES), CHASTANET Juliette et CÔME Jean Marie (BURGEAP, Département Recherche et Développement), HULOT Corinne, GAY Guillaume et PERRONNET Karen (INERIS, Direction des risques chroniques), COLLIGNAN Bernard (CSTB, Direction Santé Confort), COTEL Solenn (LHYGES), MARCOUX Manuel (IMFT), CORREA Julien (Grand Lyon, Direction du foncier et de l'immobilier), QUINTARD Michel (IMFT), PEPIN Laurence (TERA Environnement).

Remerciements

Projet co-financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) et labellisé par les pôles de compétitivité ADVANCITY, AXELERA, RISQUES.

Les partenaires du projet tiennent à remercier l'ADEME et le propriétaire du site atelier pour sa mise à disposition ainsi que les entreprises EXPLORAIR et BIOGENIE pour le prêt de matériel utilisé sur le site pilote SCERES ou le site atelier.

Sont également remerciées toutes les personnes ayant participé aux travaux de recherche (dont Powaga Emilie et Pimienta Pierre (CSTB), Razakarisoa Olivier (LHYGES) et Gleize Thomas (BURGEAP)) ou ayant contribué par leurs avis au présent ouvrage.

Documents relatifs au projet FLUXOBAT disponibles sur www.fluxobat.fr

A consulter en particulier

Marzougui Jaafar S. (2013). Transfert de composés organo-chlorés depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air : expérimentations et modélisations associées. Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, janvier 2013.

Musielak M. (2012). Etude numérique et Expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse, novembre 2012.

Propriété intellectuelle

Les contributeurs mentionnés en 2ème de couverture du présent ouvrage en sont les auteurs, au sens du code de de la propriété intellectuelle. Vous êtes libre d'utiliser cet ouvrage y compris dans le cadre d'un usage commercial mais sous réserve de conserver ou de faire référence à toutes les mentions de droit d'auteur et autres mentions de propriété y figurant.

A citer en bibliographie

Traverse S., Schäfer G., Chastanet J., Hulot C., Perronnet K., Collignan B., Cotel S., Marcoux M., Côme J.M., Correa J., Gay G., Quintard M., Pepin L. (2013). Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Annexes du guide méthodologique. Novembre 2013. 167 pp

Logo et graphisme : Marc Ogienko

.



Sommaire des annexes

ANNEXE 1	4
Glossaire et abréviations	
ANNEXE 2	16
Liste des COV d'intérêt dans le cadre de l'évaluation des transferts vers l'air intérieur	
ANNEXE 3	22
Questionnaire de visite de site et d'enquête pour les mesures de concentration dans l'air intérieur	
ANNEXE 4	35
Valeurs de comparaison pour les mesures de concentration dans l'air	
ANNEXE 5	43
Éléments concernant les aspects analytiques	
ANNEXE 6	57
Principales équations d'écoulement et de transport des modèles analytiques	
ANNEXE 7	62
Comparaison mesures – modèle analytique sur le bassin expérimental SCERES	
ANNEXE 8	68
Mesures réalisées sur le site atelier	
ANNEXE 9	109
Modélisations conduites sur le site atelier	



ANNEXE 1

GLOSSAIRE ET ABRÉVIATIONS

11 PAGES

Ce glossaire présente des définitions issues de diverses références bibliographiques ainsi que les abréviations utilisées dans le guide.

GLOSSAIRE

Absorption	Incorporation d'un élément ou d'une molécule dans la structure d'un solide. [3]
Adsorption	Rétention d'un composé à la surface d'un solide, en général la matrice du sol (essentiellement le carbone organique et les minéraux argileux). Les phénomènes d'adsorption mettent généralement en jeu des liaisons de faible intensité [3]
Aérobic	Qualifie un micro-organisme dont la croissance exige la présence d'oxygène. Se dit aussi d'un milieu contenant de l'oxygène [3]
Air ambiant	Synonyme de l'air extérieur
Air extérieur	Partie du compartiment atmosphérique située en extérieur de bâtiments
Air intérieur	Partie du compartiment atmosphérique située en intérieur de bâtiments
Anaérobic	Qualifie un micro-organisme dont la croissance ne peut se faire qu'en l'absence d'oxygène. Se dit aussi d'un milieu totalement dépourvu d'oxygène [3]
Analyse de sensibilité	Analyse ayant pour but de quantifier, dans un <u>modèle</u> , l'influence des paramètres et variables d'entrée sur le résultat. Les sensibilités de toutes les variables et paramètres d'entrée sur le résultat sont comparés [1]
Analyse des risques résiduels	Cet outil définit les modalités de l'évaluation quantitative des risques sanitaires dans le contexte du <u>plan de gestion</u> . Lorsque les caractéristiques du plan de gestion ne permettent pas de supprimer tout contact possible entre les pollutions et les personnes, alors les <u>risques</u> liés aux expositions résiduelles doivent être vérifiés : l'analyse des risques résiduels (ARR) est l'outil dédié à cette démonstration. Elle peut être réalisée après mise en œuvre des mesures de gestion ou a priori à partir des objectifs de ces mesures. [1] Un guide pour la réalisation de cette prestation définie dans [6] est disponible dans [2]
Aquifère	Formation géologique suffisamment poreuse et/ou fissurée et perméable, pour contenir une nappe d'eau souterraine mobilisable.
Anthropique	Qui a l'homme pour origine (opposé à naturel) [3]
Atténuation naturelle	Ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui, sans aucune intervention humaine, contribuent à la diminution de la masse, de la toxicité, de la mobilité, du volume ou de la concentration des polluants dans le milieu souterrain (sol, nappe) [3]
Biodégradation	Destruction totale ou partielle des polluants par voie biologique [3]
Blanc de transport	Concentration issue de l'analyse d'un conteneur, une cartouche d'adsorbant ou tout autre support de prélèvement identique à ceux utilisés pour les échantillons afin de détecter la contamination des échantillons au cours du transport [5]
Blanc de terrain	Concentration issue de l'analyse d'un conteneur, une cartouche d'adsorbant ou tout autre support de prélèvement identique à ceux utilisés pour les échantillons afin de détecter la contamination des échantillons sur le terrain. [5]
Bruit de fond	Concentration d'un agent dans un compartiment environnemental qui n'est pas attribuée à la (aux) source(s) étudiée(s) dans l'évaluation des expositions. [Norme NF ISO 19258 (2006)]. Dans l'air intérieur, il s'agit de la concentration d'un contaminant présent dans l'air du fait de sources domestiques propres au bâtiment (aménagement et mobilier) et aux pratiques des populations en intérieur ainsi qu'à la qualité de l'air extérieur.
Cancérogène	Conduisant à l'apparition de cancer (effets néfastes non réversibles). [12]
Chambre à flux	Dispositif portatif permettant l'échantillonnage in situ des flux de polluants émis par une

	surface (sol, dalle, revêtement...)
Chloroéthènes	Famille de composés organo-chlorés aliphatiques comprenant le PCE, le TCE, le DCE et le CV [3]
Compartiment	Partie du schéma conceptuel traduisant l'ensemble des transferts des contaminants depuis le milieu souterrain vers l'air. Distingue le milieu souterrain (ZS, ZNS), de la dalle et de l'atmosphère regroupant l'air en intérieur de locaux et l'air extérieur
Composé organique volatil	Tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 Kelvin ou ayant une <u>volatilité</u> correspondante dans les conditions d'utilisation particulières. [1]
Conductivité hydraulique (Kw)	Définie à partir de la perméabilité intrinsèque, la masse volumique de l'eau, la viscosité dynamique de l'eau et l'accélération de la pesanteur selon l'expression $Kw = \rho g k/\mu$. S'exprime en m/s [3] Synonyme : coefficient de perméabilité à l'eau
Convection	Terme associé au mouvement du fluide [3]
Débit volumique	Volume d'un fluide par unité de temps quittant ou entrant dans un compartiment
Débit massique	Masse d'un ou de plusieurs polluants par unité de temps quittant ou entrant dans un compartiment
Dégradation	Destruction partielle ou totale d'un composé par des processus biologiques ou abiotiques [3]
Diagnostic (environnemental)	Ensemble d'actions visant à déterminer les caractéristiques d'un système regroupant l'analyse de données qualitatives ou quantitatives pouvant provenir d'études documentaires, d'observations visuelles ou d'enquête (historique, environnemental, situation, usage) et des mesures de paramètres physiques ou chimiques. [3]
Dimensionnement	Détermination des caractéristiques techniques (que ce soit des mesures, de la dépollution et plus globalement de la gestion de la pollution sur un site). [3]
Diffusion	Coefficient de proportionnalité entre le flux massique et le gradient de concentration dans le phénomène physique d'agitation moléculaire [3]
Dilution	Décrit le mélange d'une masse d'eau polluée avec une masse d'eau non polluée sous l'action de divers phénomènes [3]
Dispersion	Tenseur qui permet d'adopter une loi de type Fick pour caractériser la « diffusion » effective d'un composé due essentiellement à l'hétérogénéité microscopique des vitesses [3]
Dispersivité	Coefficient classiquement adopté liant la dispersion à la vitesse de Darcy [3]
Dissolution	Transfert d'un composé de la phase organique vers la phase eau [3]
Echantillonnage	Prélèvement par des méthodes passives ou actives d'une masse de polluant dans une matrice donnée, concerne également le prélèvement d'un volume pour les méthodes actives. L'interprétation de cette masse permet ensuite de déterminer la concentration dans une matrice (air intérieur, air extérieur ou gaz des sols) ou le flux de polluant à travers une interface (sol ou dalle). Synonyme : prélèvement
Emission	Rejet dans un milieu, à partir d'une source, de substances solides, liquides ou gazeuses, de rayonnements, ou de formes diverses d'énergies. [1] Plus spécifiquement dans le guide FLUXOBAT : Transfert de polluant entre le milieu souterrain et le compartiment atmosphérique.
Environnement témoin	État d'un environnement comparable mais non impacté par le phénomène étudié. [7]
Etanche	Qui ne laisse pas passer les liquides et les gaz.
Evaluation détaillée des	Terme des textes ministériels de 2000 abrogés par les circulaires de 2007 [2]

risques (EDR)	
Evaluation des risques sanitaires (ERS)	Procédure visant à calculer ou estimer le risque pour un organisme, un système ou une (sous)population, incluant l'identification des incertitudes liées, consécutif à l'exposition à un agent particulier, prenant en compte à la fois les caractéristiques de l'agent en question et de la cible spécifique. La procédure comprend 4 étapes : identification des dangers, évaluation de la relation dose-réponse, évaluation de l'exposition et caractérisation du risque.[12]
Evaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS)	ERS quantitative
Evaporation	Transformation sans ébullition d'un liquide en vapeur
Exposition	Mise en contact d'un polluant et d'une cible (organisme, système ou (sous-)population). [9] [12]
Exposition aiguë	Exposition de quelques secondes à quelques jours. [10]
Exposition chronique	Exposition de quelques années à vie entière. [10]
Exposition subchronique	Exposition de quelques jours à quelques années. [10]
Evapotranspiration	Perte d'eau issue d'une surface recouverte de végétation : elle comprend l'eau captée par la végétation puis éliminée par évaporation, l'eau éliminée par évaporation à la surface sèche des feuilles (transpiration), et l'évaporation par le <u>sol</u> .
Fissures	Ouverture dans une matrice. Les fissures peuvent être de surface (ne traversant pas la structure), traversante (visible sur les deux faces de la structure). Sont à distinguer les microfissures (désignant conventionnellement les discontinuités dans la pâte de ciment durcie ou aux interfaces pâte-granulats, son ouverture maximale est de l'ordre de quelques microns), les macrofissures désigne des fissures plus développées et ouvertes. [8]
Flux	Synonyme du débit massique représentant la masse d'un ou plusieurs polluants par unité de temps quittant ou entrant dans un compartiment. S'il est généralement exprimé par unité de surface ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$), il peut également être exprimé en un flux total sur une surface donné ($\mu\text{g}/\text{s}$).
Fraction massique	Pour un composé <i>i</i> dans une phase, définie par le rapport de la masse du composé <i>i</i> dans la phase sur la masse totale de la phase [3]
Fraction molaire	Pour un composé <i>i</i> dans une phase, définie par le rapport du nombre de moles du composé <i>i</i> dans la phase sur le nombre de moles de la phase [3]
Fraction volumique	Pour une phase α , correspond à la grandeur macroscopique qui caractérise la proportion de cette phase dans le milieu poreux : $\varepsilon_\alpha = \frac{V_\alpha}{V}$ où V_α est le volume d'espace poral occupé par la phase et V le volume du milieu poreux [3]
Gaz du sol	Gaz et vapeurs présents dans la porosité du sol [5]
Granulométrie	Répartition des particules par catégorie de grosseur (diamètre).
Head Space (HS)	Terme ayant trait aux analyses en laboratoire. Pour les analyses de composés organiques volatils, le flacon est rempli partiellement d'eau à analyser, avec un transfert des composés en phase gazeuse jusqu'à obtention d'un équilibre entre les deux phases. Le prélèvement pour injection dans l'analyseur se fait dans la phase gazeuse de l'espace de tête (head space) du flacon [3]
Incertitude	Expression de l'impossibilité pour une donnée ou une information d'avoir un degré de connaissance suffisant ou assuré. L'incertitude peut être due à un manque d'informations sur ce qui est connu, voire sur ce qui peut être connu. Elle peut avoir des origines diverses, depuis des erreurs quantifiables au niveau des données (par exemple : extrapolation des données toxicologiques de l'animal au humain), jusqu'à des concepts

	ou une terminologie aux définitions ambiguës, ou des scenarii d'exposition aux <u>polluants</u> . L'incertitude peut donc être exprimée par des mesures quantitatives (une fourchette de valeurs calculées par divers <u>modèles</u> , par exemple) ou par des énoncés qualitatifs (reflétant l'opinion d'experts).[1]
Imperméable	Qui ne permet pas l'écoulement d'un fluide. Un sol ou une structure peut être imperméable à un liquide et perméable au gaz.
Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM)	Démarche de gestion à mettre en œuvre pour apprécier l'acceptabilité des impacts d'un site ou d'une installation sur leur environnement. D'une manière plus générale, cette démarche de gestion permet de vérifier la compatibilité entre l'état des sites et des milieux et leurs usages, lorsque ces usages sont déjà fixés, c'est à dire les usages constatés. [1] Un guide pour la réalisation de cette prestation définie dans [6] est disponible dans [2]
Levée de doute (LEVE)	Levée de doute pour savoir si un site relève ou non de la méthodologie nationale des sites pollués. Démarche permettant d'identifier les sites qui n'ont pas été pollués par des activités industrielles et/ou de service (sites industriels, zones de stockage, décharges, etc.), ou par des activités d'épandage des effluents ou de déchets. Un guide pour la réalisation de cette prestation définie dans [6] est disponible dans [2]
Limite de détection	Plus basse concentration d'un élément ou d'une substance décelable pour une méthode d'analyse et une matrice données.
Limite de quantification	Concentration au-dessus de laquelle dans une matrice définie, une mesure quantitative peut être réalisée par une méthode d'analyse donnée, avec un niveau de confiance spécifié.
Lithologie	Description de la composition des sédiments ou des roches, comprenant les caractéristiques physiques et chimiques, telles que la couleur, la composition minéralogique, la dureté ou la taille des grains.
Loi de Henry	Loi reliant la concentration d'un composé i dans la phase gaz, $C_{g,i}$, à la concentration macroscopique du composé dans l'eau $C_{w,i}$: $C_{g,i} = H_i C_{w,i}$ où H_i représente la constante de Henry. [3]
Loi de Raoult	Loi permettant de calculer les concentrations d'équilibre dans l'eau ou les pressions de vapeur d'équilibre dans le gaz lors du transfert avec une phase organique multi-composé : <ul style="list-style-type: none"> pour la phase gaz : loi reliant la pression de vapeur de chaque composé i à la pression de vapeur du composé pur : $P_i = x_{oi} P_o$, où P_i est la pression de vapeur du composé i dans le mélange, x_{oi} est la fraction molaire du composé i dans la phase organique et P_o est la pression de vapeur du composé pur i pour la phase eau : loi reliant la concentration dans l'eau de chaque composé i à la solubilité : $C_i = x_{oi} C_o$, où C_o est la concentration du composé i dans l'eau, x_{oi} est la fraction molaire du composé i dans la phase organique et C_s est la solubilité dans l'eau du composé pur i [3]
Maillage	Le maillage d'un modèle correspond au découpage d'un espace en mailles (ou éléments). [3]
Mesure In situ	Se dit de mesures réalisées directement dans le compartiment non perturbé par une manipulation préalable d'échantillonnage.
Mesure en laboratoire	Se dit de mesures réalisées au laboratoire sur des échantillons prélevés sur le site.
Mesures de Gestion	Les mesures de gestion d'un site peuvent concerner des actions sur les pollutions en présence dans les sols (dépollution), des actions sur leurs transferts vers l'air (réduction des transferts) ou des actions sur le bâtiment afin de réduire les concentrations. Ces différentes actions peuvent être combinées.

	Un guide pour la réalisation de cette prestation définie dans [6] est disponible dans [2]
Milieu d'exposition	Compartiment par lequel les populations sont exposées à la pollution considérée (air intérieur, air extérieur, eaux, végétaux...)
Modèle	Représentation mathématique d'un phénomène physique, chimique, biologique,... ou simulation d'un système (ou situation) réel. Des modèles sont souvent employés pour examiner l'effet des changements des composants de système sur l'exécution globale du système.
Modélisation	Mise en œuvre d'une représentation mathématique (code numérique, code de calcul, équations) ou physique d'un système ou phénomène. L'application de différentes conditions de calcul (paramètres, conditions limites) permet de simuler différents scénarii possibles.
Nappe phréatique	Zone saturée de l'aquifère
Nombre de Courant	Défini par l'expression $\frac{\text{vitesse} \times \text{pas de temps}}{\text{pas d'espace}}$, compare une distance parcourue par convection pendant un pas de temps à un pas d'espace de la discrétisation d'un modèle numérique [3]
Nombre de Péclet	Défini par l'expression $\frac{\text{vitesse de référence} \times \text{longueur de référence}}{\text{coefficient de diffusion}}$, compare les effets convectifs et diffusifs [3]
Nombre de Reynolds, Re	défini comme $\frac{\rho_i V_i d_p}{\mu_i}$ où ρ_i est la masse volumique de la phase i , V_i la vitesse de Darcy de la phase i , d_p le diamètre des pores et μ_i la viscosité dynamique de la phase i [3]
Organo-chloré	Au sens strict du terme, il s'agit d'un composé organique comprenant un ou plusieurs atomes de chlore Dans le contexte de ce document, et par commodité, ce terme désigne la famille des composés organo-chlorés aliphatiques, laquelle comprend les chloroéthènes, les chloroéthanes et les chlorométhanes [3]
Packer	chambre gonflable avec de l'air (ou de l'eau) injecté sous pression une fois le préleveur en place (packers amovibles) ou chambres contenant un matériau d'expansion (bentonite par exemple) qui gonfle au contact de l'eau (packers permanents) servant à isoler des tranches d'aquifère lors d'un prélèvement de gaz dans un piézair, d'eau dans un piézomètre ou dans un trou de forage [3]
Panache	Zone d'aquifère (non saturé ou saturé) occupée par des composés dissous dans l'eau ou des composés en phase gazeuse. Il est à distinguer le panache des composés dissous dans l'eau de la nappe et du panache des composés gazeux dans l'air de la zone non saturée [3]
Paramètre	grandeur mesurable permettant d'exprimer en abrégé les caractéristiques d'un ensemble. Par sa définition le paramètre est invariable dans le temps [3]
Perméabilité intrinsèque (k)	Aptitude d'un milieu à se laisser traverser par des fluides sous l'action d'un gradient de pression. La perméabilité intrinsèque s'exprime en m ² (ou milli-darcy)
Perméabilité relative pour un fluide (k _{ri})	Rapport de la perméabilité à un fluide (i) considéré sur la perméabilité intrinsèque (saturée) du milieu poreux. Sans dimension et compris entre 0 et 1, il dépend de l'état de saturation du milieu au fluide considéré.
Coefficient de perméabilité à un fluide (Ki)	Coefficient de proportionnalité intervenant dans la loi de Darcy. Il dépend de la perméabilité intrinsèque de la matrice, de son état de saturation au fluide (i) considéré (et donc de la perméabilité relative k _{ri}). Il s'exprime généralement en m/s mais peut également être exprimé en m ² .
Phase	Un milieu poreux comprend potentiellement plusieurs phases :

	<p>une phase solide</p> <p>trois phases fluides (souvent dénommées « fluides ») : eau, phase organique, gaz</p> <p>éventuellement d'autres phases, par exemple la biomasse [3]</p>
Phase organique	Phase liquide non aqueuse, par opposition à la phase eau et à la phase gaz. Synonyme : phase huile (terme utilisé dans le domaine pétrolier), NAPL (terme anglophone) [3]
piézair	<p>Trou de sondage réalisé dans la zone non saturée et équipé notamment d'un tube partiellement crépiné. Utilisé pour mesurer des concentrations gazeuses dans la zone non saturée.</p> <p>Synonyme : puits à gaz</p>
Plan de Gestion	<p>Démarche de gestion devant permettre aux pouvoirs publics de juger de la pertinence des scénarios de gestion envisagés sur un site lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés [1]</p> <p>Un guide pour la réalisation de cette prestation définie dans [6] est disponible dans [2]</p>
Porosité cinématique	Exprimée par le rapport entre le volume d'eau mobile sur le volume total de matériau aquifère [3]
Porosité totale	Exprimée par $\phi = \frac{V_p}{V}$, où V_p est le volume d'espace poral et V le volume total de matériau aquifère (ou VER) [3]
Prélèvement	<p>Prélèvement par des méthodes passives ou actives d'une masse de polluant dans une matrice donnée. L'interprétation de cette masse permet ensuite de déterminer la concentration dans une matrice (air intérieur, air extérieur ou gaz des sols) ou le flux de polluant à travers une interface (sol ou dalle).</p> <p>Synonyme d'échantillonnage.</p>
Pression capillaire	Différence de pression entre deux fluides non miscibles [3]
Principe de précaution	Principe juridique selon lequel « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable ». intégré dans la Loi Barnier 1995. [10]
Principe de proportionnalité	Principe impliquant une cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance de la pollution et son impact. [6]
Remblai	Terrains dont la présence est associée à une action de l'homme.
Renouvellement d'air (taux de)	Paramètre associé aux environnements intérieurs de bâtiment. Exprimé par unité de temps (1/h ou vol/h), il représente le nombre de fois où le volume de l'espace étudié est renouvelé par unité de temps.
Risque	Probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données [1]
Saturation	Fraction de la porosité totale occupée par la phase α (nombre variant entre 0 et 1) [3]
Saturation irréductible	Saturation minimale en fluide mouillant [3]
Saturation résiduelle	Saturation minimale en fluide non-mouillant [3]
Schéma conceptuel	Représentation et/ou description synthétique du site et de son environnement comprenant toutes les informations acquises lors des diagnostics du site et des milieux, et permettant une présentation claire et simplifiée de la problématique rencontrée sur le site étudié. [1]
Servitude	Sujétion ou contrainte liée à l'usage d'un bien, d'un site. Les servitudes peuvent être instaurées pour assurer la protection d'un bien commun (ressources en eau, parc

	naturel, ZNIEFF, ...), la protection des usagers, en limitant par exemple l'accès ou l'aménagement d'un site [1]
Sol	<p>Sens pédologique : partie des formations naturelles superficielles soumises aux processus pédologiques et subissant des évolutions plus ou moins importantes dans la composition chimique et la constitution minéralogique</p> <p>Sens hydrogéologique : Partie des formations pédologiques et lithologiques comprises entre la surface et le niveau de la nappe phréatique ((zone non saturée) dont les fonctions ou l'utilisation sont susceptibles d'être affectées, de façon négative, du fait de l'apport de substances ou de polluants de manière anthropique [1]</p>
Solveur	La résolution du système d'équations d'un modèle numérique se fait par deux types de techniques numériques : les solveurs directs ou les solveurs itératifs. Lorsque le maillage contient un grand nombre de mailles ou d'éléments, les solveurs itératifs sont généralement préférés car ils conduisent à une occupation mémoire et des temps de calculs plus faibles. [3]
Sonde TDR	Sonde permettant de mesurer le profil de saturation en eau dans la zone non saturée (TDR : Time Domain Reflectometry) [3]
Sorption	Mécanisme de transfert d'un composé dans la phase organique, eau, ou gaz vers la phase solide [3]
Surveillance des milieux	Processus d'observation répétitive, répondant à des besoins définis, portant sur un ou plusieurs éléments environnementaux suivant un dispositif prédéfini dans l'espace (points de prélèvement) et dans le temps (planning) à l'aide de méthodes comparables de détection environnementale et de collecte des données. [1]
Toxicité	Capacité propre d'une substance à provoquer des effets nocifs chez les organismes vivants [3]
Transmissivité	Produit de la conductivité hydraulique par l'épaisseur de la partie saturée de l'aquifère considéré [3]
Variable	Grandeur dépendante du temps. [3]
Volatilisation	Transfert d'un composé de la phase organique vers la phase gaz (Loi de Raoult) ou de la phase eau vers la phase gaz (Loi de Henry) [3]
Volume élémentaire représentatif (VER)	Volume dont la taille est suffisamment grande par rapport à celle des pores afin de définir des valeurs moyennes significatives, et suffisamment petite pour que d'un VER à l'autre la variation des paramètres puisse être considérée comme continue [3]
Zone homogène	<p>Zone qui comporte un ou plusieurs volumes contigus à l'intérieur d'un bâtiment et dont les caractéristiques sont identiques ou très proches (nature des murs, du sol, du sous-sol, des fondations, homogénéité des concentrations dans les gaz du sol, niveau du bâtiment, alimentation en eau, type d'utilisation de l'eau, ventilation, ouvertures, température, etc.) et qui présentera des concentrations dans l'air a priori homogènes.</p> <p>Définition dans le cadre du projet FLUXOBAT adaptée de la norme ISO 11665-8</p>
Zone non saturée	Zone au-dessus de la nappe à saturation non nulle en phase gaz [3]
Zone saturée	Zone à saturation nulle en phase gaz [3]

- [1] Glossaire du portail Sites et Sols Pollués (Ministère du développement durable) www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr
- [2] Note ministérielle "Sites et sols pollués - Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués" du 8 février 2007 et ses annexes
- [3] Côme J.M., Quintard M., Schäfer G., Mosé R., Delaplace P., Haeseler F., 2006. Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH, 182 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51391&p1=00&p2=11&ref=17597>
- [4] AFNOR Norme NF ISO 11074 (2006) : Qualité du sol- vocabulaire
- [5] AFNOR (2006) NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006 (en cours de révision)
- [6] AFNOR Norme NF X 31-620 (2011) Qualité du sol – prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Révision de juin 2011
- [7] Daniau, Dor, Denys, Floch-Barneaud et Dab. Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale. Responsabilité & environnement n° 54 Avril 2009
- [8] Hugues Hornain (2007). Grandeurs associées à la durabilité des bétons.
- [9] INERIS (2011) - Hiérarchisation des substances - Définition d'une stratégie de hiérarchisation et mise en application sur un nombre limité de substances : premier rapport d'étape. Réf. : INERIS DRC-11-115712-00485A
- [10] INERIS (2013).Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires. Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Première édition - août 2013. INERIS DRC-12-125929-13162B <http://www.ineris.fr/centredoc/drc-guide-ers-2013-v4d-complet-lienscompact-1378197912.pdf>
- [11] InVS (2000) [Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact](#). Quenel P, Burgei E, Ledrans M, Dab W, Bard D, Legeas M, Empereur Bissonnet P, Nedellec V, Dor F, Balducci F, Chiron M, Boudet C., Saint-Maurice (Fra). 49 p. (Mai 2000).
- [12] IPCS (OMS/OCDE) Risk Assessment terminology (Parts 1 &2)

ABREVIATIONS

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Angers)
AFNOR	Association française de normalisation
AMO	Assistance à maîtrise d'ouvrage
ANR	Agence nationale de la Recherche
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ASSQA	Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air
ASTM	American society for testing and materials
BASIAS	Base de données des anciens sites industriels et activités de service
BASOL	Base de données sur les sites et sols pollués
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
CFD	Computational fluid dynamics
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CO2	Dioxyde de carbone
COT	Carbone organique total
COV	Composés organiques volatils
CPG	Chromatographe en phase gazeuse
CPIS	Conception de programmes d'investigations ou de surveillance (prestation de service de la norme NFX 31-620)
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
CT	Carbone total
DNAPL	Dense Non Aqueous Phase Liquid (phase liquide non aqueuse plus dense que l'eau)
DTSC	Department of toxic substances Control –California Environmental Protection Agency
ERP	Etablissement recevant du public
ETS	Etablissement sensible
EVAL	Évaluation (ou audit) environnementale des sols et des eaux souterraines lors d'une vente/acquisition d'un site (prestation de service de la norme NFX 31-620)
FID	Flame Ionization Detector
GC	Gas Chromatography
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HC	Hydrocarbures
HCSP	Haut conseil de santé publique
HCT	Hydrocarbures totaux
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography
HS	Headspace Statique
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement
IEM	Interprétation de l'Etat des Milieux (prestation de service de la norme NFX 31-620)
IFARE	Institut Franco-Allemand de Recherche sur l'Environnement (Strasbourg)

IMFS	Institut de Mécanique des Fluides et des Solides (Strasbourg)
IMFT	Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	Institut national de recherche et de sécurité
INVS	Institut national de veille sanitaire
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
LCSQA	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LEVE	Levée de doute (prestation de service de la norme NFX 31-620)
MADEP	Massachusetts Department
MEDDE	Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie
MO	Matières organiques
MS	Mass Spectrometry
NAPL	Non Aqueous Phase Liquid (phase liquide non aqueuse)
NJDEP	New Jersey Department
NS	Niveau statique
NYSDOH	New York State department of health
OMS	Organisation mondiale de la santé (WHO)
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air intérieur
OSWER	Office of Solid Waste and Emergency Response
PCE	Perchloroéthylène (ou tétrachloroéthylène)
PCET	Plan climat énergie territoriaux
PE	Polyéthylène
PEEC	Polyétheréthercétone (PEEK)
PEHD	Polyéthylène haute densité
PG	Plan de Gestion (prestation de service de la norme NFX 31-620)
PID	Photoionization detector
PLU	Plan local d'urbanisme
PNSE	Plan national Santé-environnement
POR	Potentiel d'oxydo-reduction
ppb	Part per billion
ppm	Part per million
PVC	Poly vinyl chloride
RT 2012	Réglementation thermique 2012
SAM	State administrative Manual
SCOT	Schéma de cohérence territoriale
SPME	Solid Phase Micro Extraction
TCE	trichloroéthylène
US-DOD	United States Department of Defense

US DOE	United States Department of Defense
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VER	Volume élémentaire représentatif
WHO	World Health Organization (=OMS)
ZNS	Zone non saturée
ZS	Zone saturée



ANNEXE 2

**LISTE DES COV D'INTERET DANS LE
CADRE DE L'EVALUATION DES
TRANSFERTS VERS L'AIR INTERIEUR**

5 PAGES

Tableaux issus de US EPA (2004)
(User's Guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings. EPA 68-W-02-33)

TABLE 1. SCREENING LIST OF CHEMICALS

CAS No.	Chemical	Is Chemical Sufficiently Toxic? ¹	Is Chemical Sufficiently Volatile? ²	Check Here if Known or Reasonably Suspected to be Present ³
83329	Acenaphthene	YES	YES	
75070	Acetaldehyde	YES	YES	
67641	Acetone	YES	YES	
75058	Acetonitrile	YES	YES	
98862	Acetophenone	YES	YES	
107028	Acrolein	YES	YES	
107131	Acrylonitrile	YES	YES	
309002	Aldrin	YES	YES	
319846	Alpha-HCH (alpha-BHC)	YES	YES	
62533	Aniline	YES	NO	NA
120127	Anthracene	NO	YES	NA
56553	Benz(a)anthracene	YES	NO	NA
100527	Benzaldehyde	YES	YES	
71432	Benzene	YES	YES	
50328	Benzo(a)pyrene	YES	NO	NA
205992	Benzo(b)fluoranthene	YES	YES	
207089	Benzo(k)fluoranthene	NO	NO	NA
65850	Benzoic Acid	NO	NO	NA
100516	Benzyl alcohol	YES	NO	NA
100447	Benzylchloride	YES	YES	
91587	Beta-Chloronaphthalene ³	YES	YES	
319857	Beta-HCH(beta-BHC)	YES	NO	NA
92524	Biphenyl	YES	YES	
111444	Bis(2-chloroethyl)ether	YES	YES	
108601	Bis(2-chloroisopropyl)ether ³	YES	YES	
117817	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	NO	NO	NA
542881	Bis(chloromethyl)ether ³	YES	YES	
75274	Bromodichloromethane	YES	YES	
75252	Bromoform	YES	YES	
106990	1,3-Butadiene	YES	YES	
71363	Butanol	YES	NO	NA
85687	Butyl benzyl phthalate	NO	NO	NA
86748	Carbazole	YES	NO	NA
75150	Carbon disulfide	YES	YES	
56235	Carbon tetrachloride	YES	YES	
57749	Chlordane	YES	YES	

(continued)

CAS No.	Chemical	Is Chemical Sufficiently Toxic? ¹	Is Chemical Sufficiently Volatile? ²	Check Here if Known or Reasonably Suspected to be Present ³
126998	2-Chloro-1,3-butadiene(chloroprene)	YES	YES	
108907	Chlorobenzend	YES	YES	
109693	1-Chlorobutane	YES	YES	
124481	Chlorodibromomethane	YES	YES	
75456	Chlorodifluoromethane	YES	YES	
75003	Chloroethane (ethyl chloride)	YES	YES	
67663	Chloroform	YES	YES	
95578	2-Chlorophenol	YES	YES	
75296	2-Chloropropane	YES	YES	
218019	Chrysene	YES	YES	
156592	Cis-1,2-Dichloroethylene	YES	YES	
123739	Crotonaldehyde(2-butenal)	YES	YES	
998828	Cumene	YES	YES	
72548	DDD	YES	NO	NA
72559	DDE	YES	YES	
50293	DDT	YES	NO	NA
53703	Dibenz(a,h)anthracene	YES	NO	NA
132649	Dibenzofuran	YES	YES	
96128	1,2-Dibromo-3-chloropropane ³	YES	YES	
106934	1,2-Dibromoethane(ethylene dibromide)	YES	YES	
541731	1,3-Dichlorobenzene	YES	YES	
95501	1,2-Dichlorobenzene	YES	YES	
106467	1,4-Dichlorobenzene	YES	YES	
91941	3,3-Dichlorobenzidine	YES	NO	NA
75718	Dichlorodifluoromethane	YES	YES	
75343	1,1-Dichloroethane	YES	YES	
107062	1,2-dichloroethane	YES	YES	
75354	1,1-Dichloroethylene	YES	YES	
120832	2,4-Dichloroephenol	YES	NO	NA
78875	1,2-Dichloropropane	YES	YES	
542756	1,3-Dichloropropene	YES	YES	
60571	Dieldrin	YES	YES	
84662	Diethylphthalate	YES	NO	NA
105679	2,4-Dimethylphenol	YES	NO	NA
131113	Dimethylphthalate	NA	NO	NA
84742	Di-n-butyl phthalate	NO	NO	NA

(continued)

CAS No.	Chemical	Is Chemical Sufficiently Toxic? ¹	Is Chemical Sufficiently Volatile? ²	Check Here if Known or Reasonably Suspected to be Present ³
534521	4,6 Dinitro-2methylphenol (4, 6-dinitro-o-cresol)	YES	NO	NA
51285	2,4-Dinitrophenol	YES	NO	NA
121142	2,4-Dinitrotoluene	YES	NO	NA
606202	2,6-Dinitrotoluene	YES	NO	NA
117840	Di-n-octyl phthalate	NO	YES	NA
115297	Endosulfan	YES	YES	
72208	Endrin	YES	NO	NA
106898	Epichlorohydrin ³	YES	YES	
60297	Ethyl ether	YES	YES	
141786	Ethylacetate	YES	YES	
100414	Ethylbenzene	YES	YES	
75218	Ethylene oxide	YES	YES	
97632	Ethylmethacrylate	YES	YES	
206440	Fluoranthene	NO	YES	NA
86737	Fluorene	YES	YES	
110009	Furane	YES	YES	
58899	Gamma-HCH(Lindane)	YES	YES	
76448	Heptachlor	YES	YES	
1024573	Heptachlor epoxide	YES	NO	NA
87683	Hexachloro-1,3-butadiene	YES	YES	
118741	Hexachlorobenzene	YES	YES	
77474	Hexachlorocyclopentadiene	YES	YES	
67721	Hexachloroethane	YES	YES	
110543	Hexane	YES	YES	
74908	Hydrogene cyanide	YES	YES	
193395	Indeno (1,2,3-cd)pyrene	NO	NO	NA
78831	Isobutanol	YES	YES	
78591	Isophorone	YES	NO	NA
7439976	Mercury (elemental)	YES	YES	
126987	Methacrylonitrile	YES	YES	
72435	Methoxychlor	YES	YES	
79209	Methy acetate	YES	YES	
96333	Methyl acrylate	YES	YES	
74839	Methyl bromide	YES	YES	
74873	Methyl chloride (chloromethane)	YES	YES	
108872	Methylcyclohexane	YES	YES	

(continued)

CAS No.	Chemical	Is Chemical Sufficiently Toxic? ¹	Is Chemical Sufficiently Volatile? ²	Check Here if Known or Reasonably Suspected to be Present ³
74953	Methylene bromide	YES	YES	
75092	Methylene chloride	YES	YES	
78933	Methylethylketone (2-butanone)	YES	YES	
108101	Methylisobutylketone (4-methyl-2-pentanone)	YES	YES	
80626	Methylmethacrylate	YES	YES	
91576	2-Methylnaphthalene	YES	YES	
108394	3-Methylphenol(m-cresol)	YES	NO	NA
95487	2-Methylphenol(o-cresol)	YES	NO	NA
106455	4-Methylphenol (p-cresol)	YES	NO	NA
99081	m-Nitrotoluene	YES	NO	NA
1634044	MTBE	YES	YES	
108383	m-Xylene	YES	YES	
91203	Naphthalene	YES	YES	
104518	n-Butylbenzene	YES	YES	
98953	Nitrobenzene	YES	YES	
100027	4-Nitrophenol	YES	NO	NA
79469	2-Nitropropane	YES	YES	
924163	N-nitroso-di-n-butylamine ³	YES	YES	
621647	N-Nitroso-di-n-propylamine	YES	NO	NA
86306	N-Nitrosodiphenylamine	YES	NO	NA
103651	n-Propylbenzene	YES	YES	
88722	o-Nitrotoluene	YES	YES	
95476	o-Xylene	YES	YES	
106478	p-Chloroaniline	YES	NO	NA
87865	Pentachlorophenol	YES	NO	NA
108952	Phenol	YES	NO	NA
99990	p-Nitrotoluene	YES	NO	NA
106423	p-Xylene	YES	YES	
129000	Pyrene	YES	YES	
110861	Pyridine	YES	NO	NA
135988	Sec-Butylbenzene	YES	YES	
100425	Styrene	YES	YES	
98066	Tert-Butylbenzene	YES	YES	
630206	1,1,1,2-Tetrachloroethane	YES	YES	
79345	1,1,2,2,-Tetrachloroethane	YES	YES	
127184	Tetrachloroethylene	YES	YES	

(continued)

CAS No.	Chemical	Is Chemical Sufficiently Toxic? ¹	Is Chemical Sufficiently Volatile? ²	Check Here if Known or Reasonably Suspected to be Present ³
108883	Toluene	YES	YES	
8001352	Toxaphen	YES	NO	NA
156605	Trans-1,2-Dichloroethylene	YES	YES	
76131	1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroethane	YES	YES	
120821	1,2,4-Trichlorobenzene	YES	YES	
79005	1,1,2-Trichloroethane	YES	YES	
71556	1,1,1-Trichloroethane	YES	YES	
79016	Trichloroethylene	YES	YES	
75694	Trichlorofluoromethane	YES	YES	
95954	2,4,5-Trichlorophenol	YES	NO	NA
88062	2,4,6-Trichlorophenol	YES	NO	NA
96184	1,2,3-Trichloropropane	YES	YES	
95636	1,2,4-Trimethylbenzene	YES	YES	
108678	1,3,5-Trimethylbenzene	YES	YES	
108054	Vinyl acetate	YES	YES	
75014	Vinyl chloride (chloroethene)	YES	YES	

¹ A chemical is considered sufficiently toxic if the vapor concentration of the pure component poses an incremental lifetime cancer risk greater than 10^{-6} or a non-cancer hazard index greater than 1.

² A chemical is considered sufficiently volatile if its Henry's law constant is 1×10^{-5} atm-m³/mol or greater.

³ One or more of the physical chemical properties required to run the indoor air vapor intrusion models was not found during a literature search conducted March 2003.



ANNEXE 3

**QUESTIONNAIRE DE VISITE DE SITE ET
D'ENQUETE POUR LES MESURES DE
CONCENTRATION DANS L'AIR INTERIEUR**

8 PAGES

Questionnaire réalisé à partir du questionnaire disponible dans INERIS (2010)
et autres sources: DTSC (2011), ITRC (2007), US DoD (2009)

PARTIE I - VISITE DU SITE

Un questionnaire pour l'ensemble du site étudié
A remplir par l'opérateur avec l'aide du propriétaire ou d'un responsable du site

1. Adresse et contacts	
<p>Dénomination du bâtiment :</p> <p>Type du bâtiment : (maison individuelle, habitation collective, bureaux, commerces, industrie, crèche, école,...)</p> <p>ADRESSE :</p> <p>OCCUPANT</p> <p>Nom / prénom :</p> <p>Téléphone :</p> <p>Disponibilité (matin, soir, journée).....</p> <p>Date d'arrivée dans les locaux:.....</p> <p>PROPRIETAIRE</p> <p>Nom / prénom :</p> <p>Adresse :</p> <p>Téléphone</p> <p>GARDIEN OU GESTIONNAIRE</p> <p>Entreprise éventuelle :.....</p> <p>Nom / prénom :</p> <p>Adresse :</p> <p>Téléphone</p> <p>Disponibilité (matin, soir, journée).....</p> <p>Contact à privilégier :</p> <p>Nom :</p> <p>Téléphone :</p>	<p>Date :</p>

2. Description générale du bâtiment	
2.1. Année de construction	
2.2. Surface totale	
2.3. Nombre d'étages	
2.4. Nombre de pièces par étage	
2.5. Usage du bâtiment et étages concernés par les usages	
Bureaux	
Logement individuel ou collectifs	
Crèche	
Scolaire / périscolaire	
Activités tertiaires Préciser la nature le cas échéant	
Autre : préciser	
2.6. Fondations et environnement immédiat	
Existence de niveaux enterrés ou semi-enterrés (Vide sanitaire, cave, parkings enterrés) Autre : préciser	
Dallage indépendant ou radier ou dalle portée ou cuvelage étanche	
(pour les bâtiments sur parkings enterrés renseignements à compléter dans le § 6)	
Spécifier le type de sol	
Plancher bois/ brique / dalle béton / béton poreux / autre	
2.7. Etat des planchers du rez de chaussée (cf schéma du § 9)	
Etat de finition	
Identification de trous	
Identification de fissures	
2.8. Recouvrement des sols en périphérie immédiate du bâtiment (cf schéma du § 9)	
Enrobé / dalle béton / autres bâtiments/ sols nus ou végétalisés	
2.9. Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

3. Modes de renouvellement d'air	
3.1. Type de ventilation (hors niveaux enterrés) Si les différents étages présentent des systèmes différents, les préciser par niveau	
Ventilation naturelle (grilles ou conduits)	
Ventilation mécanique contrôlée simple flux (insuflation ou extraction)	
Ventilation mécanique contrôlée double flux	
Absence de système spécifique de ventilation	
Localisation de la prise d'air propre	
3.2. Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

4. Transferts entre niveaux du bâtiment	
4.1 Ascenseurs	
Débochant dans des halls communs ou dans les pièces privatives	<input type="text"/>
Nombre de portes à franchir pour accéder à l'ascenseur depuis les pièces de vie.....	<input type="text"/>
Etat d'ouvertures de ces portes (en général fermées ou ouvertes).....	<input type="text"/>
4.2 Escaliers	
Débochant dans des halls communs ou dans les pièces privatives	<input type="text"/>
Nombre de portes à franchir pour accéder aux escaliers depuis les pièces de vie.....	<input type="text"/>
Etat d'ouvertures de ces portes (en général fermées ou ouvertes).....	<input type="text"/>
4.3 Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

5. Réseaux d'eau et électrique (cf schéma du § 9)	
5.1 Alimentation en eau	
Puits sur site.....	<input type="text"/>
Réseau de ville.....	<input type="text"/>
Localisation des canalisations d'arrivée d'eau (depuis les sols ou sous-sol ou depuis les murs : au-dessus du niveau du sol)	<input type="text"/>
Disponibilité des plans des réseaux	<input type="text"/>
5.2 Réseaux d'évacuation des eaux usées	
Assainissement collectif.....	<input type="text"/>
Assainissement individuel.....	<input type="text"/>
Localisation des canalisations d'évacuation d'eau (depuis les sols ou sous-sol ou depuis les murs : au-dessus du niveau du sol)	<input type="text"/>
Disponibilité des plans des réseaux	<input type="text"/>
5.3 Réseaux divers (électriques , téléphone...)	
Localisation des réseaux (depuis les sols ou sous-sol ou depuis les murs : au-dessus du niveau du sol)	<input type="text"/>
Existence de gaine technique.....	<input type="text"/>
Disponibilité des plans des réseaux	<input type="text"/>
5.4 Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

6. Description des soubassements (Ne compléter que les parties concernées)	
6.1 Parking enterré ou semi enterré	
* Existence d'activités régulières dans le sous-sol Si oui préciser la fréquence (h/jour et j/semaine)	
* Nombre de niveaux sous le sol et éventuellement partiellement enterrés	
* Profondeur et cote estimées du niveau le plus bas.....	
* Surface de chaque niveau (et emprise sous les niveaux fréquentés).....	
* Présence d'un local de gardien ou autre	
* Mode constructif (cuvelage étanche, tapis drainant, radier).....	
* En présence d'un drainage de la nappe (cf schéma du §9)	
a-Localisation des regards de puits et du bac de relevage	
b-Etat d'étanchéité	
c- Mesures au PID lors de la visite au niveau de ces regards (en ppb eq isobutylène)*	
d-Nom et téléphone du gestionnaire	
* Traces d'eau ou d'humidité (cf schéma du §9)	
sur les murs	
sur les sols	
Fréquences des problèmes d'humidité	
(toujours, fréquemment (>1 fois par an), régulièrement (> 1 fois tous les 2-3 ans), rarement (<1 fois tous les 5 ans)	
* Connexion des parkings avec les niveaux de vie (cf schéma du §9)	
Identifier le nombre de portes, leur situation par défaut : portes ouvertes ou fermées, les ascenseurs et/ou escalier isolés par des portes ouvertes ou fermées.....	
* Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	
6.2 Sous-sol / cave enterré ou semi-enterré	
* Existence d'activités régulières dans le sous-sol Si oui préciser la fréquence (h/jour et j/semaine)	
* Nature du sol dans la cave/sous-sol (dalle béton, sols compactés, etc.).....	
* Profondeur et cote estimées du niveau le plus bas.....	
* Surface et emprise sous les niveaux fréquentés.....	
* Eventuelle compartimentation du sous-sol.....	
* Mode constructif (cuvelage étanche, tapis drainant, radier).....	
* Accessibilité du sous-sol (cf schéma du §9)	
a-Préciser de quelles pièces le sous-sol ou la cave est accessible	
b-Préciser si des dispositifs de mesure peuvent y être installés.....	
c- Mesures au PID lors de la visite en différents points (en ppb eq isobutylène) ¹	
* Renouvellement d'air du sous-sol (cf schéma du §9)	
a-Identifier le mode de renouvellement d'air (naturel, mécanique.....).....	
b- Eléments permettant d'apprécier l'efficacité du renouvellement d'air (traces d'humidité, odeurs, état des bouches d'aération, etc.....).....	

¹ Ou autre dispositif (FID, INNOVA, etc.) permettant la mesure sur site. De telles mesures devront faire l'objet d'une fiche de terrain spécifique indiquant le nombre de mesures et les différents résultats, le schéma du § 9 et le présent questionnaire n'en faisant que la synthèse.

6.2 Sous-sol / cave (suite)	
*	Traces d'eau ou d'humidité (cf schéma du §9) sur les murs sur les sols Fréquences des problèmes d'humidité (toujours, fréquemment (>1 fois par an), régulièrement (> 1 fois tous les 2-3 ans), rarement (<1 fois tous les 5 ans)
*	Connexion avec les niveaux de vie (cf schéma du §9) a- Identifier le nombre de portes, leur situation par défaut : portes ouvertes ou fermées, les ascenseurs et/ou escalier isolés par des portes ouvertes ou fermées..... b- préciser les pièces dans lesquelles débouchent des réseaux ou canalisations transitant dans le sous-sol.....
*	Autre information jugée utile
6.3 Vide sanitaire	
*	Revêtement de sols à la base du vide sanitaire (sols nus, dalle béton).....
*	Hauteur du vide sanitaire.....
*	Cote estimées de la base du vide sanitaire.....
*	Surface et emprise sous les niveaux fréquentés.....
*	Eventuelle compartimentation du vide sanitaire.....
*	Accessibilité du vide sanitaire (cf schéma du §9) a-Préciser de quelles pièces / lieux, le vide sanitaire est accessible b-Identifier le nombre et l'état d'étanchéité des accès (trappes) c -Préciser si des dispositifs de mesure peuvent y être installés..... d- Mesures au PID lors de la visite (en ppb eq isobutylène) ²
*	Renouvellement d'air du vide sanitaire (cf schéma du §9) a-Identifier le mode de renouvellement d'air (naturel, mécanique ou autre)..... b-Localiser les entrées et sorties d'air du vide sanitaire..... c- Apprécier l'efficacité du renouvellement d'air..... (traces d'humidité, odeurs, état des bouches d'aération, etc.).
*	Traces d'eau ou d'humidité (cf schéma du §9) Oui/non Fréquences des problèmes d'humidité (toujours, fréquemment (>1 fois par an), régulièrement (> 1 fois tous les 2-3 ans), rarement (<1 fois tous les 5 ans)
*	Passage de réseaux (cf schéma du §9) Préciser les pièces dans lesquelles débouchent des réseaux ou canalisations transitant dans le vide sanitaire.....
*	Autre information jugée utile

² Ou autre dispositif (FID, INNOVA, etc.) permettant la mesure sur site. De telles mesures devront faire l'objet d'une fiche de terrain spécifique indiquant le nombre de mesures et les différents résultats, le schéma du § 9 et le présent questionnaire n'en faisant que la synthèse.

6.3 Galerie technique	
* Existence d'activités régulières dans la galerie technique..... Si oui préciser la fréquence (h/jour et j/semaine)	
* Localisation de la galerie technique (cf schéma du §9).....	
* Dimensions (hauteur, largeur).....	
* Cote estimées de la base du vide sanitaire.....	
* Nature des sols et des murs de la galerie technique (béton, brique, terre à nue, autre).....	
* Eventuelle compartimentation.....	
* Accessibilité (cf schéma du §9)	
a-Préciser de quelles pièces / lieux, la galerie technique est accessible	
b-Identifier le nombre et l'état d'étanchéité des accès (trappes)	
c -Préciser si des dispositifs de mesure peuvent y être installés.....	
d- Mesures au PID lors de la visite (en ppb eq isobutylène) ³	
* Renouvellement d'air de la galerie technique (cf schéma du §9)	
a-Identifier le mode de renouvellement d'air (naturel, mécanique ou autre).....	
b-Localiser les entrées et sorties d'air	
c- Apprécier l'efficacité du renouvellement d'air..... (traces d'humidité, odeurs, état des bouches d'aération, etc.).	
* Traces d'eau ou d'humidité (cf schéma du §9)	
Oui/non	
Fréquences des problèmes d'humidité	
(toujours, fréquemment (>1 fois par an), régulièrement (> 1 fois tous les 2-3 ans), rarement (<1 fois tous les 5 ans)	
* Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

³ Ou autre dispositif (FID, INNOVA, etc.) permettant la mesure sur site. De telles mesures devront faire l'objet d'une fiche de terrain spécifique indiquant le nombre de mesures et les différents résultats, le schéma du §9 et le présent questionnaire n'en faisant que la synthèse.

7. Sources domestiques de contamination	
7.1 Évènement important survenu dans le bâtiment	
Incendie	<input type="text"/>
Autre : préciser	<input type="text"/>
7.2 Rénovation récente au niveau du bâti (moins de 6 mois)?	
Oui, préciser la nature.....	<input type="text"/>
Non.....	<input type="text"/>
7.3 Énergie principale de chauffage	
Electrique /Gaz / fioul / poêle ou cheminée / autre.....	<input type="text"/>
Si chaudière/cuve à fioul/poêle ou cheminée :	
a-préciser le lieu.....	
b-préciser la localisation des conduits alimentant les autres pièces.....	
7.4 Fréquence d'utilisation d'un chauffage d'appoint en hiver	
Fréquence d'utilisation	<input type="text"/>
Type de chauffage d'appoint (Cheminée / poêle à alcool ou autres produit chimique).....	<input type="text"/>
7.5 Présence d'un garage attenant au bâtiment ?	
Oui /Non.....	<input type="text"/>
7.6 Autre information jugée utile	
(les informations spécifiques aux usages sont dans la partie II du questionnaire)	
.....	
.....	
.....	

8. Sources externes de contamination	
8.1 Situation du site	
Zone urbaine / péri-urbaine / rurale.....	<input type="text"/>
Zone industrielle	<input type="text"/>
8.2 Nature de l'ancienne activité	
Dans le bâtiment.....	<input type="text"/>
Sur le site.....	<input type="text"/>
8.3 Proximité de sources associées aux voitures	
Distance à la route.....	<input type="text"/>
Niveau de fréquentation de la route.....	<input type="text"/>
fort trafic / trafic modéré / trafic faible	
Distance à un parking aérien.....	<input type="text"/>
Niveau de fréquentation du parking.....	<input type="text"/>
Nombre de véhicules >50 / Nombre de véhicules >10 / Nombre de véhicules <10	
8.4 Proximité de sources associées à des industries ou activités tertiaires	
Type d'activités	
dont ateliers mécaniques, pressing, industries chimiques, etc.....	<input type="text"/>
Proximité du site	<input type="text"/>
8.5 Autre information jugée utile	
(les informations spécifiques aux usages sont dans la partie II du questionnaire)	
.....	
.....	
.....	

9. Plans**Pour chaque plan indiquer :**

- s'ils sont enterrés ou semi-enterrés,
- les accès,
- les compartiments éventuels,
- l'état des sols (fétat de finition, fissures, trous, humidité, eau...)
- les entrées et sorties d'air,
- les passages de réseaux,
- les mesures au PID (en ppb eq isobutylène)⁴

SOUS SOL / CAVE / VIDE SANITAIRE / PARKINGS OU GALERIE TECHNIQUE enterrés ou semi enterrés**REZ DE CHAUSSEE**

⁴ Ou autre dispositif (FID, INNOVA, etc.) permettant la mesure sur site. De telles mesures devront faire l'objet d'une fiche de terrain spécifique indiquant le nombre de mesures et les différents résultats, ici seuls des résultats de synthèse sont présentés.



**PARTIE II – DESCRIPTIF DE LA PIÈCE ÉCHANTILLONNÉE ET OBSERVATIONS
AVANT ET DURANT L'ÉCHANTILLONNAGE**

Dénomination du bâtiment :	
Type du bâtiment : (maison individuelle, habitation collective, bureaux, commerces, industrie, crèche, école,...)	
ADRESSE :	
Descriptif établi en présence de En qualité de	Opérateur : Date

1. Pièce investiguée	Dénomination :
1.1 Etage de la pièce étudiée	
Cave	
RdC.....	
Autre étage (préciser l'étage)	
1.2 Population occupant la pièce échantillonnée	
Nouveau-nés.....	
Enfants.....	
Adultes.....	
Adultes sensibles (femmes enceintes, personnes âgées...).....	
1.3 Usage normal de la pièce investiguée	
Type d'usage et activités usuelles dans la pièce.....	
1.4 Durées usuelles des activités dans la pièce	
Horaires approximatifs passés à l'intérieur de la pièce	
Total du temps passé à l'intérieur de la pièce.....	
1.5 Autre information jugée utile	
.....	

2. Vecteurs privilégiés de transferts	
2.1 Nature et état de la dalle	
Nature de la dalle (béton, bois)	<input type="text"/>
Etat visuel de la dalle vis-à-vis des fissures (bon état, mauvais état, pas d'accès visuel).....	<input type="text"/>
Epaisseur de la dalle si connue.....	<input type="text"/>
2.2 Vecteurs privilégiés de transfert vers la pièce	
Lavabos, éviers	<input type="text"/>
Canalisations, tuyauteries.....	<input type="text"/>
Gaines techniques	<input type="text"/>
Bouches de chauffage (poêle, insert ou cheminée).....	<input type="text"/>
Autres :	<input type="text"/>
2.3 Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	
3. Ventilation et connexions au reste du bâtiment	
3.1 Présence de faux plafond	
Oui / non	<input type="text"/>
3.2 Système de ventilation spécifique	
Ventilation naturelle (grilles ou conduits).....	<input type="text"/>
Ventilation mécanique contrôlée simple flux ou double flux.....	<input type="text"/>
Absence de système spécifique de ventilation.....	<input type="text"/>
3.3 Dégagement des entrées d'air	
Dégagées / non dégagées / Absence d'entrée d'air	<input type="text"/>
3.4 Etat des bouches d'aération ou des bouches de soufflage	
Bon / moyen / mauvais.....	<input type="text"/>
3.5 Type de fenêtre et vitrage	
Ouvrables : Oui /non	<input type="text"/>
Vitrage Simple /double ou triple.....	<input type="text"/>
1.5 Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	
4. Chauffage	
4.1 Nature des éléments de distribution de chaleur	
Radiateurs/convecteurs	<input type="text"/>
Sol	<input type="text"/>
Climatisation	<input type="text"/>
4.2 Réglage de la température	
Modifiable par les occupants : Oui /non.....	<input type="text"/>
Système automatisé : Oui / non.....	<input type="text"/>
4.3 Autre information jugée utile	
.....	
.....	
.....	

5. Sources domestiques de contamination (observations ⁵ des occupants avant et pendant l'échantillonnage et en temps normal)			
5.1	Les mesures sont-elles réalisées en conditions d'occupation normale des locaux		
	Oui / non.....	<input type="text"/>	
5.2	Plaintes ou signalements pouvant être relatifs à une pollution de l'air		
	Oui / Non. Si oui les décrire.....	<input type="text"/>	<input type="text"/>
5.3	Rénovation de la pièce (depuis moins de 6 mois)		
	Oui / non.....	<input type="text"/>	
*	Travaux sur les revêtements de sol		
	Nature des sols mis en place Moquette / Parquet / Carrelage /Sol plastique/ autres.....	<input type="text"/>	
	Mode de fixation du revêtement au sol (emploi de colles).....	<input type="text"/>	
*	Travaux sur les murs		
	Nature du revêtement Papier-peint / Toile de verre + peinture / platre / bois / moquette / autres.....	<input type="text"/>	
*	Travaux sur la ventilation ou le chauffage		
	Nature des travaux	<input type="text"/>	
*	Autres	<input type="text"/>	
5.4	Nouveau mobilier (depuis moins de 6 mois)		
	Oui / non.....	<input type="text"/>	
	Nature du nouveau mobilier (aggloméré/contreplaqué / bois massif/ autre).....	<input type="text"/>	
5.5	Produits chimiques/ bricolage		
	Utilisation de produits de beauté (savons, dissolvant, parfums, désodorisants).....	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Collage, utilisation de marqueurs	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Activités de loisirs (dessin, peinture, ...)	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Activités mécaniques.....	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Bricolage	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Cuisson d'aliments	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Tabagisme	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Utilisation de biocides (Jardinage ou traitement des animaux / tissus, antimites, antimoustiques)	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Utilisation de parfums d'ambiance (en prise ou sprays)	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Utilisation de bougies parfumées ou encens.....	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Stockage de vêtements / tissus provenant de pressings	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Utilisation de photocopieur, imprimante ou ordinateur	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	Autres : préciser.....	<input type="text"/>	<input type="text"/>
*	Stockage de produits		
	dans la pièce Oui / non (le cas échéant les identifier parmi la liste ci-dessus)	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	dans une pièce voisine Oui / non	<input type="text"/>	<input type="text"/>

⁵ A distinguer des observations du préleveur, informations à annexer à la fiche de prélèvement. Avant : quelques jours précédents / Pendant : la durée du prélèvement

Avant	Pendant	En temps normal
-------	---------	-----------------

5. Source domestiques de contamination (suite)			
5.6	Nettoyage de la pièce		
	Jours et horaires concernés (s'ils sont réguliers)		
	Nature des produits utilisés (javel, cire, ...).....		
	Le nettoyage du local pendant la période du prélèvement ou les jours précédents	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5.7	Appareils à combustion utilisés dans la pièce étudiée		
*	Nature du combustible utilisé dans les appareils à combustion (Poêle / Cheminée / gazinière / chauffe-eau / radiateur à huile ou pétrole / autre)		
	En mode normal d'utilisation des locaux.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	En mode d'appoint.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*	Fréquence d'utilisation		
	En continu	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	nombre d'heures par jour en moyenne.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*	Sont-ils raccordés à un système d'extraction ?		
	Oui / non.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5.8	Y a-t-il eu un évènement inhabituel durant le prélèvement		
	Oui / non.....		
	Si oui, descriptif		
5.9	Autre information jugée utile		
		
		
		

6. Sources externes avant ou lors des prélèvements			
6.1	Chantier se faisant à proximité de la pièce durant le prélèvement		
	Oui / non.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Si oui, descriptif		
		
		
6.2	Y a-t-il eu un évènement inhabituel durant le prélèvement (incendie, groupe électrogène mis en marche, etc.)		
	Oui / non.....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Si oui, descriptif		
		
		

Sources :

DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Final VIG, October 2011.

INERIS (2010). Gestion des sites et sols pollués : Caractérisation de la qualité de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles. DRC-10-109454-02386B)

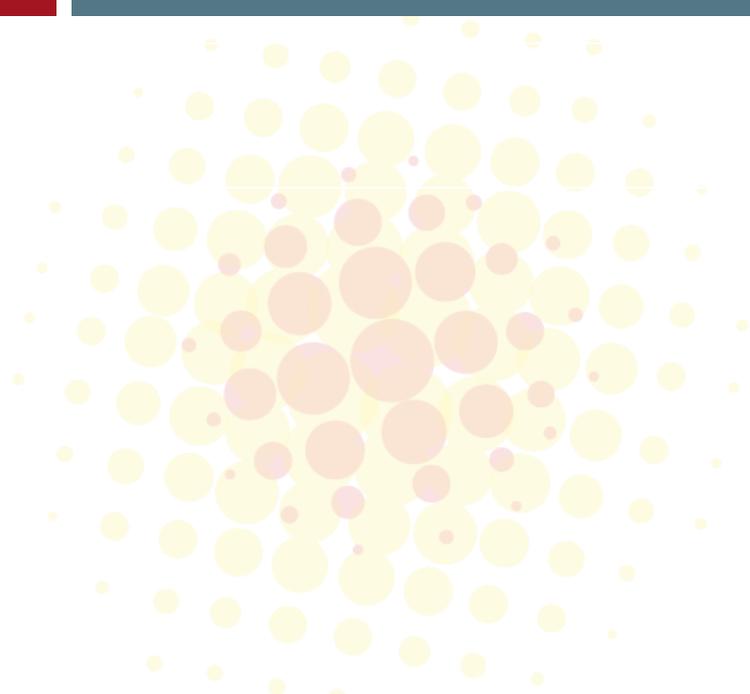
ITRC (2007). Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). January, 2007

US DoD (2009). Vapor Intrusion Handbook, United States Department of Defense. January 2009



ANNEXE 4

**VALEURS DE COMPARAISON POUR
LES MESURES DE CONCENTRATION
DANS L'AIR**



1. CONTENU DE L'ANNEXE

Cette annexe présente l'ensemble des valeurs de référence pouvant être utilisées pour l'interprétation des concentrations mesurées dans l'air intérieur ou extérieur sur un site. Cet ensemble est constitué de **valeurs de gestion réglementaires, de valeurs de gestion non réglementaires et de valeurs guides**.

Si pour les COV pouvant provenir des sols, ces valeurs de références sont synthétisées dans les tableaux de la présente annexe. Ces tableaux n'ont pas vocation à présenter les valeurs de référence pour les substances dont l'origine n'est, dans la majorité des cas, pas associée à un transfert de vapeurs depuis le sol. Ainsi, pour les substances non listées, le lecteur se référera à la **liste bibliographique et aux liens** présentés en fin d'annexe.

Dans la mesure où de nouvelles valeurs guides / réglementaires sont régulièrement établies, voire modifiées, l'éventuelle parution de nouvelles valeurs devra être vérifiée.

2. VALEURS DE GESTION REGLEMENTAIRES

Il est à noter que parmi les valeurs de référence de qualité de l'air intérieur, les valeurs de gestion réglementaires sont à prendre en compte en priorité. Ces valeurs sont établies en tenant compte des aspects sanitaires mais également de critères de faisabilité, d'acceptation sociale et de contraintes économiques pour faciliter la mise en œuvre de mesures de gestion.

La présence de substances dans l'air intérieur est déjà réglementée, certaines depuis plusieurs années comme pour le radon. A cet effet, le ministère chargé de la santé a demandé à l'instance d'expertise relative à la gestion des risques sanitaires, le Haut conseil de santé publique (HCSP), de proposer des valeurs réglementaires qui sont fixées par décret et définies par le Conseil d'Etat. Parmi les COV pouvant provenir de la pollution du milieu souterrain, seul le benzène est réglementé⁶ (décret 2011-1727 du 2 décembre 2011). Le radon, substance radioactive dont l'origine principale est le milieu souterrain est également réglementé (Arrêté du 22 juillet 2004). Le tableau 1 suivant reprend les valeurs réglementaires actuellement existantes pour ces substances.

L'article R221-1 du Code l'Environnement (décret 2008-1152 du 7 novembre 2008, modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1) fixe pour chaque substance les objectifs de qualité de l'air, les seuils d'alerte, les seuils de recommandation et d'information, et les valeurs limites pour la surveillance de la qualité de l'air et les valeurs cibles (le décret du 15 février 2002 relatif à la surveillance de la qualité de l'air).

Substances	Valeurs de gestion réglementaire	Actions de gestion à engager
Benzène	En dessous 5 µg/m ³ (2 µg/m ³ après le 01/01/ 2016)	Pas d'action corrective
	Entre 5 et 10 µg/m ³ (2 µg/m ³ après le 01/01/ 2016)	Renouvellement des mesures tous les deux ans
	Au delà de 10 µg/m ³	Investigations complémentaires nécessaires et information du préfet de département
Radon	En dessous de 400 Bq/m ³	Pas d'action corrective particulière
	Entre 400 et 1 000 Bq/m ³	Actions correctives simples
	Au delà de 1 000 Bq/m ³	Actions correctives immédiates. Fermeture possible de l'ERP jusqu'à la réalisation des travaux

Tableau 1 : Valeurs de gestion réglementaire pour l'air intérieur pour le benzène et le radon

⁶ La liste des polluants réglementés dans l'air intérieur est la suivante : monoxyde de carbone, dioxyde de carbone, amiante, radon, formaldéhyde, benzène.

Pour l'air ambiant (air extérieur), la réglementation française repose sur deux décrets : le décret 2002-213 de février 2002 donne la transposition en droit français des directives 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du conseil du 16 novembre 2000 et le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe et précise notamment les nouvelles normes à appliquer.

Ces valeurs réglementaires françaises sont établies pour l'air atmosphérique extérieur, pour des durées d'exposition (3h, 24h ou vie entière) et sur la base de moyennes horaires, journalières ou annuelles. Cinq niveaux sont distingués (objectif, valeur cible, valeur limite pour la protection de la santé, seuil d'information et de recommandation et seuil d'alerte). Les valeurs réglementaires françaises existantes pour les substances volatiles pouvant provenir d'une pollution du milieu souterrain ne concerne que le benzène⁷.

3. VALEUR DE GESTION NON RÉGLEMENTAIRE POUR L'AIR INTÉRIEUR

Le HCSP a déterminé des valeurs repères d'aide à la gestion pour différents polluants de l'air intérieur après avis de l'organisme public d'évaluation transversale des risques et des bénéfices sanitaires, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Ces valeurs concernent uniquement les expositions chroniques. Le HCSP a proposé quatre valeurs de gestion (valeur cible, valeur repère, valeur d'information et de recommandation et valeur d'action rapide).

Ces valeurs de gestion non réglementaires ont été établies actuellement pour le formaldéhyde, le benzène, le tétrachloroéthylène, le naphthalène, le trichloroéthylène et l'acroléine.

Valeur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valeur cible	Valeur repère	Valeur d'information	Valeur d'action rapide
Benzène (devenu réglementaire)	2	5	-	10
Tétrachloroéthylène	-	250	-	1 250
Trichloroéthylène	-	2	-	10
Naphtalène	-	10	-	50

Tableau 2 : Valeurs de gestion du HCSP pour des COV potentiellement en lien avec une pollution du milieu souterrain

4. VALEURS GUIDES

Les valeurs guides (communément appelées VG ou VGAI pour l'air intérieur par l'ANSES) sont proposées en France par l'ANSES⁸ depuis 2004. Actuellement⁹, l'ANSES a publié des VGAI pour 8 substances identifiées comme prioritaires : formaldéhyde, monoxyde de carbone, benzène, naphthalène, tétrachloroéthylène, trichloroéthylène, monoxyde d'azote et acroléine. Les valeurs guides sont présentées dans le tableau 4.

En Europe, le projet européen INDEX après avoir établi la liste de polluants chimiques prioritaires des environnements intérieurs a proposé des valeurs guides de qualité d'air intérieur (European Commission, 2005). Les substances listées dans ce document sont le benzène, le toluène, les xylènes, le styrène, le naphthalène, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, le dioxyde de carbone, le dioxyde d'azote, l'ammoniac, le limonène, l'alpha pinène.

A l'échelle mondiale, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a publié entre 2000 et 2010 trois ouvrages proposant des valeurs guides, tout d'abord pour l'air ambiant (WHO, 2000), les substances et valeurs guides proposées sont

⁷ A l'heure actuelle, sont réglementés le monoxyde de carbone, le benzène, le benzo(a)pyrène, les PM10 et PM2.5, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, arsenic, cadmium, nickel et plomb.

⁸ Ex AFSSET

⁹ les polluants pour lesquels l'ANSES proposera des valeurs guides dans le futur sont l'acroléine, l'acétaldéhyde, le dioxyde d'azote, le chloroforme, le fluorène, l'éthylbenzène et le 1,4-dichlorobenzène

présentées dans le tableau 5. Des substances complémentaires ont été ajoutées dans le document de 2005 (WHO, 2005) : PM, ozone, NO₂ et SO₂. Plus récemment des valeurs guides spécifiques pour l'air intérieur ont été publiées (WHO, 2010) pour le CO, le NO₂, le formaldéhyde, le benzène, le naphthalène, les HAP, le radon, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène.

L'ensemble de ces valeurs guides est exclusivement construit sur la base de critères sanitaires.

Le tableau 3 présente les valeurs guides de l'ANSES, l'OMS et le projet INDEX pour les polluants les plus fréquemment rencontrés dans le contexte des sites et sols pollués. Pour les substances non reprises ici, il conviendra de se référer aux documents sources de l'OMS (WHO, 2000, 2005 et 2010), de l'INDEX (European Commission (2005) et au tableau 4 pour les VGAI de l'ANSES (les éventuelles mis à jour devront être vérifiées le site internet de l'ANSES).

Valeur (µg/m ³)	Valeur repère HCSP	ANSES ¹⁰	OMS (2010)	INDEX (2005)
Benzène	5	0,2 (ERI de 10-6) 2 (ERI de 10-5) 10 (long terme non cancérogène)	-	Aussi basse que possible
Tétrachloroéthylène	250	250 (long terme)	250 (moyenne annuelle)	-
Trichloroéthylène	2	2 (ERI de 10-6) 20 (ERI de 10-5)	-	-
Styrène	-	-	-	250 (long terme)
Xylènes	-	-	-	200
Naphtalène	10	10 (long terme)	10 (moyenne annuelle)	10 (long terme)

Tableau 3 : Valeurs guides de l'ANSES et le projet INDEX potentiellement en lien avec une pollution du milieu souterrain

Les éléments présentés ci-avant concernent la population générale ou celle fréquentant les ERP (Etablissement recevant du public). La protection des travailleurs répond à un cadre réglementaire qui lui est propre (INRS, 2012) et n'est pas développé ici. Les valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) sont en effet établies pour des populations qui sont par ailleurs spécifiquement protégées et suivies.

¹⁰ Pour le benzène et le trichloroéthylène, les VGAI sont établies pour des Excès de risques individuels (ERI) ou probabilité supplémentaire de développer un cancer associée à l'exposition à cette substance par inhalation de 10⁻⁵ ou 10⁻⁶. Il est à noter que la valeur de 10⁻⁵ est retenue dans textes encadrant la gestion des sites et sols pollués

Substance	Valeur Guide de l'air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Année de parution
Formaldéhyde	<u>VGAI court terme</u> : 50 (sur 2 h) <u>VGAI long terme</u> : 10 (exposition chronique)	2007
Monoxyde de carbone	10 000 (sur 8 h) 30 000 (sur 1 h) 60 000 (sur 30 min) 100 000 (sur 15 min) Intervention pour un diagnostic (recherche de source) dès que la teneur en CO dépasse 10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (~ 10 ppm) pendant plus d'une minute.	2007
Benzène	<u>VGAI long terme</u> : <ul style="list-style-type: none"> • Pour les effets hématologiques non cancérogènes : 10 pour une durée d'exposition supérieure à un an. • Pour les effets hématologiques cancérogènes : <ul style="list-style-type: none"> ○ 2 pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ○ 0,2 pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de 10^{-6}. <u>VGAI intermédiaire</u> : - 20 en moyenne sur un an pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène. <u>VGAI court terme</u> : - 30 en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène.	2008
Naphtalène	<u>VGAI long terme</u> : 10 pour les effets chroniques non cancérogènes pour une durée d'exposition supérieure à un an.	2009
Trichloroéthylène	<u>VGAI long terme</u> : <ul style="list-style-type: none"> • Pour les effets chroniques cancérogènes : <ul style="list-style-type: none"> ○ 20 pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ○ 2 pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de 10^{-6}. <u>VGAI intermédiaire</u> : - 800 pour les effets non cancérogènes pour une durée d'exposition de plus de 2 semaines à moins de 1 an.	2009
Tétrachloroéthylène	<u>VGAI court terme</u> : 1380 pour une exposition de 1 à 14 jours. <u>VGAI long terme</u> : 250 pour une exposition supérieure à 1 an.	2010
Monoxyde d'azote	<u>VGAI court terme</u> : 200 pour une exposition d'une heure <u>VGAI long terme</u> : 20 pour une exposition supérieure à 1 an.	2013
Acroléine	<u>VGAI court terme</u> : 6,9 pour une exposition d'une heure <u>VGAI long terme</u> : 0,8 pour une exposition supérieure ou égale à 1 an.	2013
<p><u>VGAI court terme</u> si l'effet critique apparaît après une courte durée d'exposition (15 min, 1h,...), généralement unique et à un niveau de concentration important ; <u>VGAI long terme</u> si l'effet critique apparaît suite à une exposition continue à long terme à une substance ou si l'effet critique est observé suite à une bioaccumulation de la substance dans l'organisme ; <u>VGAI intermédiaire</u> si l'effet critique apparaît après des temps d'exposition intermédiaires.</p>		

Tableau 4 : Valeurs guides dans l'air intérieur – ensemble des VGAI de l'ANSES (sept. 2013)

Table 2. Guideline values for individual substances based on effects other than cancer or odour/annoyance		
Substance	Time-weighted average	Averaging time
Cadmium	5 ng/m ^{3a}	annual
Carbon disulfide ^b	100 µg/m ³	24 hours
Carbon monoxide	100 mg/m ^{3c}	15 minutes
	60 mg/m ^{3c}	30 minutes
	30 mg/m ^{3c}	1 hour
1,2-Dichloroethane ^b	10 mg/m ³	8 hours
	0.7 mg/m ³	24 hours
Dichloromethane	3 mg/m ³	24 hours
	0.45 mg/m ³	1 week

Table 2 (contd)		
Substance	Time-weighted average	Averaging time
Fluoride ^d	—	—
Formaldehyde	0.1 mg/m ³	30 minutes
Hydrogen sulfide ^b	150 µg/m ³	24 hours
Lead	0.5 µg/m ³	annual
Manganese	0.15 µg/m ³	annual
Mercury	1 µg/m ³	annual
Nitrogen dioxide	200 µg/m ³	1 hour
	40 µg/m ³	annual
Ozone	120 µg/m ³	8 hours
Particulate matter ^e	Dose-response	—
Platinum ^f	—	—
PCBs ^g	—	—
PCDDs/PCDFs ^h	—	—
Styrene	0.26 mg/m ³	1 week
Sulfur dioxide	500 µg/m ³	10 minutes
	125 µg/m ³	24 hours
	50 µg/m ³	annual
Tetrachloroethylene	0.25 mg/m ³	annual
Toluene	0.26 mg/m ³	1 week
Vanadium ^b	1 µg/m ³	24 hours

^aThe guideline value is based on the prevention of a further increase of cadmium in agricultural soils, which is likely to increase the dietary intake.

^bNot re-evaluated for the second edition of the guidelines.

^cExposure at these concentrations should be for no longer than the indicated times and should not be repeated within 8 hours.

^dBecause there is no evidence that atmospheric deposition of fluorides results in significant exposure through other routes than air, it was recognized that levels below 1 µg/m³, which is needed to protect plants and livestock, will also sufficiently protect human health.

^eThe available information for short- and long-term exposure to PM₁₀ and PM_{2.5} does not allow a judgement to be made regarding concentrations below which no effects would be expected. For this reason no guideline values have been recommended, but instead risk estimates have been provided (see Chapter 7, Part 3).

^fIt is unlikely that the general population, exposed to platinum concentrations in ambient air at least three orders of magnitude below occupational levels where effects were seen, may develop similar effects. No specific guideline value has therefore been recommended.

^gNo guideline value has been recommended for PCBs because inhalation constitutes only a small proportion (about 1–2%) of the daily intake from food.

^hNo guideline value has been recommended for PCDDs/PCDFs because inhalation constitutes only a small proportion (generally less than 5%) of the daily intake from food.

Tableau 5 : Valeurs guides dans l'air de l'OMS, 2000 (WHO, 2000)

5. BIBLIOGRAPHIE UTILE

- Réglementation air extérieur

Décret n° 98-360 du 6 mai 1998 qui fixe les objectifs de qualité, les seuils d'alerte et les valeurs limites pour le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules, l'ozone, le monoxyde de carbone, le plomb et le benzène.

Décret n°2002-213 du 15 février 2002, qui modifie le décret n°98-360 du 6 mai 1998 : ce dernier décret prend, en particulier, en compte les directives européennes du 22 avril 1999 et du 16 novembre 2000.

Décret n°2008-1152 du 7 novembre 2008, qui transpose les directives européennes 2002/3/CE du 12 février 2002 relative à l'ozone, et 2004/107/CE du 15 décembre 2004 relative aux métaux lourds et HAP dans l'air ambiant. Il fixe les nouvelles valeurs cibles.

Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010, qui transpose la directive européenne 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Il précise notamment la réglementation pour les particules « PM_{2,5} » et les « PM₁₀ ».

Directive n° 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant

Directive n° 2000/69/CE du 16 novembre 2000 concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant

Directive n° 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

- Réglementation air intérieur

Arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public (J.O n° 185 du 11 août 2004 page 14359 - texte n° 25)

Avis relatif à la note d'information technique définissant les actions à mettre en œuvre sur les bâtiments pour la gestion du risque lié au radon pris en application de l'article 9 de l'arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public (J.O n° 44 du 22 février 2005 page 2982 texte n° 116)

Décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants. JORF n°81 du 6 avril 2002

Décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 aux valeurs guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène. JORF n°0281 du 4 décembre 2011. Texte n°4

Décret n° 2011-1728 du 2 décembre 2011 relatif à la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public. JORF n°0281 du 4 décembre 2011. Texte n°5

Décret n°2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public. JORF n°005 du 6 janvier 2012. Texte n°17

Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement également appelée loi Grenelle II

- ANSES :

Accès aux documents listés ci-dessous et aux fiches des substances sur le site : <http://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualit%C3%A9-d%E2%80%99air-int%C3%A9rieur-vgai>

ANSES (2007). Valeurs guides de qualité d'air intérieur – document cadre et éléments méthodologiques, 53 p.

ANSES (2011). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur – évolution de la méthode d'évaluation des valeurs guides de qualité d'air intérieur, 79 p. <http://www.anses.fr>

- HCSP :

Accès aux valeurs repères à travers les avis et rapports listés sur le site internet : <http://www.hcsp.fr>

- INDEX

European Commission (2005). Joint Research Centre (JRC). Final Report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU : The INDEX project. Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit. 337 pages. I-21020 Ispra (VA), Italy.

- INERIS

INERIS (2013). Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 1er décembre 2011. Mis à jour en janvier 2013 N°INERIS-DRC-12-115719-00099B . 127 pp.

<http://www.ineris.fr/centredoc/drc-12-115719-00099b-vf-010213-1359728956.pdf>

- INRS

INRS (2012) Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Aide mémoire technique. ED 984.

<http://www.inrs.fr/accueil/produits/mediatheque/doc/publications.html?refINRS=ED%20984>

INRS. Fiches toxicologiques. www.inrs.fr

- OMS :

WHO (2000). WHO Air quality guidelines for Europe. Second Edition. World Health Organization, regional office for Europe, 2000. ISBN 92 890 1358 3.

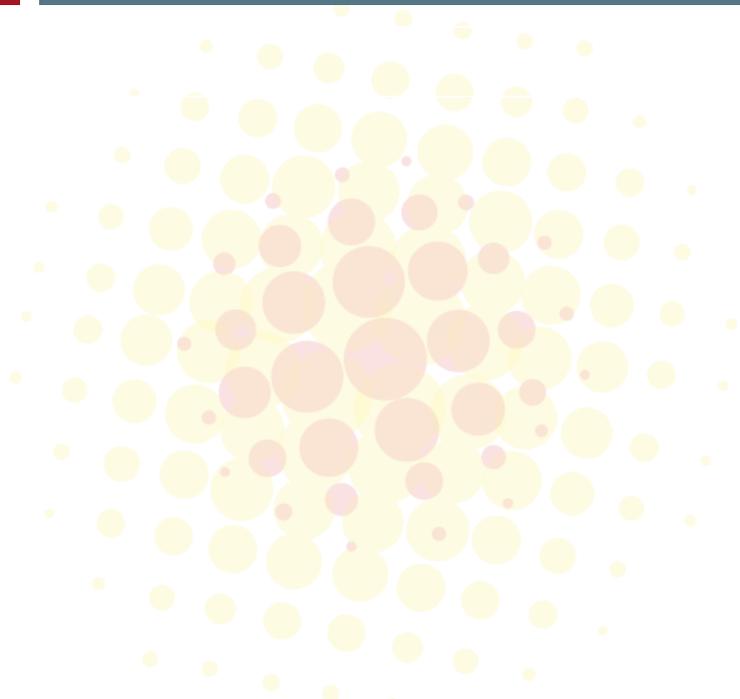
WHO (2005) WHO Air quality guidelines global update 2005. Report on a working group meeting, Bonn, Germany, 18-20 october 2005

WHO (2010) WHO Guidelines for indoor air quality. Selected pollutants. World Health Organization, regional office for Europe, 2010. ISBN 978 92 890 0213 4.



ANNEXE 5

ELEMENTS CONCERNANT LES ASPECTS ANALYTIQUES



Sommaire de l'annexe 5

1.1. Principales caractéristiques des différents milieux	45
1.1.1. <i>Éléments distinguant les matrices étudiées</i>	45
1.1.2. <i>Choix des méthodes</i>	46
1.2. Différentes méthodes de prélèvement	47
1.2.1. <i>Analyses sur site</i>	47
1.2.2. <i>Prélèvements et analyses en laboratoire</i>	49
1.3. Influence de l'humidité relative sur les prélèvements d'air	53
1.3.1. <i>Mesures directes</i>	53
1.3.2. <i>Prélèvement sur support</i>	53
1.4. D'une masse adsorbée à la concentration & contrôles qualité nécessaires	53
1.4.1. <i>Traduction de la masse sur support en concentration</i>	53
1.4.2. <i>Incertitude sur l'analyse</i>	54
1.4.3. <i>Echantillons de contrôle qualité</i>	54
1.5. Bibliographie	56

1.1. PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DES DIFFERENTS MILIEUX

1.1.1. Éléments distinguant les matrices étudiées

Gaz du sol

Les concentrations y sont les plus élevées. La composition des gaz est dominée par le ou les polluants présents. L'humidité relative (HR) de l'air du sol peut être proche de la saturation et dans tous les cas supérieure à 60%.

Air intérieur

Dans l'air intérieur, les concentrations sont nettement plus faibles que dans les gaz du sol. Les substances chimiques présentes dans l'air atmosphérique sont plus nombreuses que dans les gaz de sol résultant d'une combinaison des sources provenant du sol, de l'air extérieur et de l'intérieur du bâti (émissions du mobilier, de revêtements, des produits stockés ou utilisés,...).

En intérieur,

- l'humidité relative va dépendre de l'isolation du bâtiment et des activités des occupants. Lors d'une journée la variation est modérée (sur le site atelier FLUXOBAT, les variations étaient inférieures à 10%) tandis que sur des prélèvements de plusieurs jours, des variations plus importantes sont possibles¹¹,
- la température dépendra des conditions de chauffage et de l'isolation, ses variations lors des mesures sont généralement relativement faibles.

Air extérieur

Dans l'air extérieur, les concentrations sont généralement plus faibles que celles observées dans l'air intérieur et a fortiori dans les gaz du sol. Comme pour l'air intérieur, la composition est plus complexe et dépend des sources de dégradation de la qualité de l'air à l'échelle locales (voies de circulation, ateliers, autres activités industrielles...) ou régionales.

En extérieur,

- l'humidité relative va directement dépendre des conditions météorologiques, elle peut être très variable lors d'une période de prélèvement. Sur un prélèvement de plus de 24h incluant un cycle jour/nuit les variations peuvent être de plusieurs dizaines de % (sur le site atelier FLUXOBAT, l'humidité relative a présenté des variations de HR=30% à HR=90%),
- la température peut également présenter de fortes variations durant le prélèvement en fonction de sa durée et des conditions climatiques.

Le tableau 1 ci-dessous synthétise les caractéristiques principales des différentes matrices étudiées.

	Gaz du sol	Air intérieur	Air extérieur
Gamme de concentration	++	-/+	--/+
Humidité relative (%)	++	-/+	-/++
HR Variabilité sur 24h	Peu variable	Variable	Très variable
Température Variabilité sur 24h	Peu variable	Variable	Très variable

TABLEAU 1 –DIFFERENCES ENTRE LES TROIS MATRICES ECHANTILLONNEES

¹¹ Sur le site atelier (bâtiment perméable, non utilisé et non chauffé), l'humidité relative a varié de HR=30 à HR=80%

1.1.2. Choix des méthodes

Les points clés du choix des méthodes de prélèvement à mettre en œuvre, sont présentés de manière synthétique dans le tableau suivant. Ceux-ci concernent uniquement la partie prélèvement à proprement parlé (les aspects méthodologiques associés à l'étude des transferts de COV vers l'air détaillés dans le guide méthodologique ne sont pas repris ici)

Si des mesures semi-quantitatives sur site sont suffisantes le recours au laboratoire n'est pas nécessaire, il est à noter cependant que le bureau d'étude devra vérifier préalablement l'adaptation des détecteurs aux objectifs, à la matrice et aux concentrations recherchées (voir tableau 1).

Pour tout autre méthode, la sollicitation du laboratoire pour préciser les méthodes de prélèvement les plus adaptées (avec ou sans pré-concentration / prélèvement actif ou passif) sera requis. Ces échanges préalables permettront de choisir les méthodes de prélèvement au regard des critères et situations présentées dans le tableau 2 ci-après.

Critère	Diversité des situations	Adaptation des méthodes de prélèvement
Objectif recherché	Voir guide méthodologique pour chaque matrice : screening, prédiagnostic, quantification des expositions, compréhension, vérification, surveillance...	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Distinction des mesures semi-quantitatives des mesures quantitatives ➔ Distinction des mesures sur site ou au laboratoire
Matrice étudiée	Gaz des sols, air intérieur ou extérieur, mesure de flux	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Gammes de température et d'humidité relative attendues lors des prélèvements ➔ Pour les sols, la faible perméabilité des terrains contraindra fortement les débits de prélèvement
Composition de la pollution	Pollution mono-composé ou poly-composés (et dans ce cas la prédominance de certains composés)	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Vérification que la (les) substance(s) peut(vent) être mesurée(s) par les méthodes semi-quantitatives (type PID) ➔ Besoin d'analyses discriminantes ou non ? ➔ Incidence sur les supports de prélèvement (démultiplication, compétition d'adsorption...) par rapport à des prélèvements sans adsorbant
Concentration attendue	<p>En ordre de grandeur :</p> <ul style="list-style-type: none"> - de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dans l'air intérieur ou extérieur) avec des teneurs pouvant dépasser la centaine de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans des environnements impactés - à partir du mg/m^3 (gaz de sol dans le panache*) - à partir du g/m^3 (proches sources*) <p>* valeurs attendues dépendant de la pression de vapeur des substances)</p>	<p>Faible concentration :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➔ Sensibilité suffisante des détecteurs pour les analyses sur site ➔ Assurance du niveau de nettoyage des supports recyclés (canister, tenax, ...) <p>Forte concentration :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➔ Risque de saturation des supports adsorbants
Durée du prélèvement	Dépend de l'objectif recherché et de la matrice. Généralement de courte durée pour les gaz de sol et de durée plus élevée pour l'air intérieur ou extérieur	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Capacité du dispositif à une intégration sur la durée souhaitée ➔ Autonomie du dispositif ➔ Risque de claquage des supports adsorbants
Limite de quantification (LQ) souhaitée	<p>Dépend de l'objectif et de la matrice étudiée :</p> <ul style="list-style-type: none"> - pour l'air intérieur et extérieur, comparaison aux valeurs de références (annexe 4) - pour les gaz de sol ou les zones d'accumulation, les LQ peuvent en général être 10 fois supérieures. 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Analyse de la compatibilité avec les méthodes retenues ➔ Analyse de la compatibilité avec les supports spécifiques choisis <u>pour le laboratoire sélectionné</u> ➔ Analyse de la compatibilité avec les débits et les durées souhaités

TABLEAU 2 – ELEMENTS CONTRIBUANT AU CHOIX DES METHODES DE PRELEVEMENT

1.2. DIFFÉRENTES MÉTHODES DE PRÉLEVEMENT

Deux méthodologies principales peuvent être suivies :

- i) la mesure sur site des concentrations,
- ii) le prélèvement sur un support ou dans un contenant adapté suivi d'une analyse en laboratoire. Ces prélèvements peuvent être actifs (par pompage) ou passif (par diffusion).

Le choix de la technique de prélèvement et d'analyse est guidé par les matrices considérées (gaz des sols ou air intérieur ou extérieur), les objectifs de la mesure, par la connaissance des pollutions en présence (multi-composés, gammes de teneurs attendues) et des conditions in situ (humidité relative...). Cette réflexion amont est présentée dans le tableau 2.

Les § ci-dessous développent pour chacune de ces méthodes, les principaux traits caractéristiques, avantages et limites.

1.2.1. Analyses sur site

Détecteurs portables

Les détecteurs portables les plus couramment utilisés sont les détecteurs à photo-ionisation ainsi que les détecteurs photo-acoustiques ou infrarouges.

Le document INERIS (2013) réalisé dans le cadre du projet ATTENA propose une bonne synthèse sur les analyseurs pouvant être employés sur site. Les éléments présentés dans le tableau 3 sont pour l'essentiel extraits de ce document, le lecteur pourra s'y référer pour de plus amples détails.

Avantages - inconvénient

Le tableau 3 montre que :

- + l'intérêt principal de ces détecteurs est leur temps de réponse instantané sur site. Ils ne nécessitent pas non plus une technicité très importante de l'opérateur¹², facile de mise en œuvre, leur coût est faible à moyen ;
- par contre, ils sont peu sélectifs (réponse globale en équivalent de tous les COV détectables correspondant à une analyse semi-quantitative) ;
- la dérive des détecteurs nécessite un étalonnage régulier ;
- ces détecteurs peuvent présenter une instabilité aux faibles teneurs en COV (ppbV).

Gamme de mesures

Sur les PID classiques, la gamme de mesure s'étend de 0,1 ppmV à plusieurs milliers de ppmV. Certains PID proposent un mode de détection plus sensible permettant des mesures de l'ordre de 10 ppbV, cependant à de telles concentrations une dérive des appareils peut exister, celle-ci n'a à l'heure actuelle pas été étudiée.

Pour l'appareil MiniRAE3000, la précision est de +/-3 % au point d'étalonnage, pour un débit de la pompe compris entre 0,45 et 0,55 l/min. Il est à noter que (i) l'étalonnage doit être réalisé régulièrement (ii) la dérive du débit de la pompe peut générer une dérive dans le résultat, ainsi, il conviendra de s'assurer que le débit de la pompe du PID est bien dans la gamme donnée par le fabricant.

Influence des paramètres externes

La plage de mesure est généralement précisée par le fabricant, elle est pour le miniRAE3000 de -20 à +50 °C pour la température et de 0 à 95 % pour l'humidité relative. L'influence de la température et de l'humidité a été mesurée sur

¹² Il convient de préciser que ces détecteurs nécessitent un étalonnage régulier qui devra être mis en œuvre et renseigné par l'opérateur sur la fiche de prélèvement.

5 PID (INERIS, 2011) pour des températures variant de 20 à 30 °C et des humidités relatives de 20 à 70 %¹³. Les résultats montrent que :

- Globalement une diminution de la réponse des PID pour des humidités passant de 20 à 70 %. A HR = 70% et T=30°C, certains PID ne mesurent plus que 56 % de la concentration de référence (test réalisé avec une atmosphère à 100 ppmV d’isobutylène) ;
- Pour une humidité relative de 70%, l’augmentation de la température conduit à une diminution de la réponse des PID de 10 à 20 % en fonction des détecteurs testés ;
- L’influence de la pression a été testée pour des pressions absolues de 950 à 1050 hPa, il en ressort une augmentation modérée de la réponse des PID avec la pression, à +/- 10%.

Recommandations en fonction de la matrice et de l’objectif

	Gaz des sols	Flux vers l’air	Air intérieur	Air extérieur
Intérêt de l’utilisation des détecteurs de type PID	PID ppmV Screening de source de panache, des zones émissives	PID ppmV ou ppbV Screening de zones émissives	PID ppbV Screening des zones émissives Compréhension de l’évolution temporelle ou des hétérogénéités spatiales	PID ppbV Compréhension de l’évolution temporelle

Chromatographe de terrain

Il est possible de palier aux inconvénients des mesures avec des détecteurs non sélectif en utilisant sur le terrain un chromatographe (pour l’identification) associé à un détecteur pour la quantification dépendant des polluants recherchés (GC-FID plutôt pour les BTEX, GC-ECD plutôt pour les COHV, etc.). Ces appareils permettent la mesure en quasi continu de la concentration des différents polluants en présence.

Avantages - inconvénient

L’utilisation d’un chromatographe de terrain couplé avec une analyse permettant de quantifier les polluants présente le grand intérêt de la quantification sur site des concentrations des différentes substances en présence. Une fois sur le site plusieurs mesures peuvent être réalisées permettant de mettre en évidence l’hétérogénéité spatiale ou temporelle des concentrations.

Cependant, le coût d’achat ou de location est élevé et ce matériel ne peut être utilisé que par des spécialistes.

Par ailleurs, pour des matrices concentrées et présentant une humidité élevée (comme les gaz de sol), le risque de détérioration de l’appareillage ne doit pas être sous-estimé. Il ne sera donc pas utilisé lors d’une même campagne à la fois pour la recherche de concentrations élevées (gaz des sols proche de la source) et dans l’air intérieur ou extérieur.

Recommandations en fonction de la matrice et de l’objectif

Compte tenu du coût relativement élevé, le chromatographe de terrain sera préférentiellement utilisé pour les matrices air intérieur et air extérieur dans le cas des situations spécifiques.

¹³ Il convient de noter que ces tests ne permettent pas de connaître l’effet des taux d’humidité élevées qui peuvent être rencontrés dans les gaz de sol (elles ont été mesurées de manière récurrente sur le site atelier FLUXOBAT à plus de 80%).

Synthèse des caractéristiques des analyses directes

Méthode / Données récapitulatives	Composés analysés	Niveau de technicité	Temps d'analyse	Limitations	Portabilité	Gamme de coût d'investissement
Tubes réactifs	Liste très étendue : HCT, BTEX, COHV, CO ₂ ,...	Faible	5 à 20 min	Nombreuses réactions croisées possibles	très bonne (< 3 kg)	3 à 20 € par tube à usage unique
Appareil à photoionisation (PID)	BTEX, COHV, composés soufés, oxygénés, ...selon l'énergie d'ionisation	Faible à moyenne	< 1 min	Réaction non spécifique	très bonne (< 3 kg)	3 - 6 k€
Mesure par infra rouge (IR)	Méthane, indice HC totaux, CO ₂	Faible à moyenne, selon calibration	< 1 min	Réponse non spécifique mais moins étendue que le PID	très bonne (< 3 kg)	3 - 7 k€
Appareil à ionisation de flamme (FID)	BTEX, COHV, HCT, méthane	Moyenne (calibration régulière nécessaire)	< 1 min	Réponse non spécifique mais moins étendue que le PID	bonne à moyenne (3-5 kg)	6 - 16 k€
Appareil à détection photo-acoustique (IR)	PCE, TCE, CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃	Moyenne (mesure plus complexe)	1 min pour 5 gaz	Réaction spécifique	-	-
Chromatographe de terrain	En fonction des détecteurs utilisés	Elevée	10 à 60 min	Réaction spécifique	bonne à moyenne (3-5 kg)	15 à 30 k€

TABLEAU 3 – CARACTERISTIQUES DES ANALYSES DIRECTES SUR SITE (ADAPTE DE INERIS, 2013)

1.2.2. Prélèvements et analyses en laboratoire

Sont distingués dans ce §, les prélèvements sans pré-concentration (canister/sac tedlar) et les prélèvements avec pré-concentration sur un support adsorbant qu'ils soient associés à un écoulement d'air (prélèvements actifs) ou non (prélèvements passifs).

Prélèvement sans pré-concentration

Il s'agit de prélèvement dans des contenants qui peuvent être de contenances variables (volume caractéristiques généralement compris entre 1 et 20 litres) et de plusieurs types (voir figure 1) :

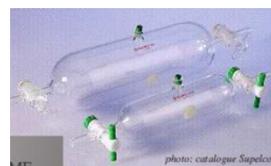
- en acier inoxydable avec ou sans traitement de la surface interne (canister),
- sac en polymère,
- ampoule en verre....



Canister



Sacs polymère



Ampoules de verre

Figure 1 – contenants pour les prélèvements d'air

Ils sont simples et rapide à mettre en œuvre. Ce type de prélèvement permet au laboratoire la réalisation de plusieurs prises d'essais et peut être dilué ou éventuellement concentré avant l'analyse en laboratoire. L'ensemble des espèces présentes dans la matrice étudiée est échantillonnée sans ségrégation.

Plus spécifiquement les avantages et inconvénients de chaque contenant sont présentés de manière synthétique dans le tableau 4 ci-dessous. Sont également présentés les coûts et l'adaptation aux matrices gaz des sols et air intérieur/extérieur.

Vis-à-vis des durées de prélèvement

Ces prélèvements sans pré-concentration sont réalisés dans les gaz de sol sur des durées généralement courtes (correspondant au temps de remplissage des contenants avec un débit ne perturbant pas les gaz de sol).

Pour l'air ambiant, les canisters sont à l'heure actuelle généralement utilisés sur des durées de l'heure à la journée (pour un volume de 6 litres cela correspond à un débit de l'ordre de 10 ml/min pour une journée et 100 ml/min pour une heure). Pour ces durées, le vériflow® est suffisant. Cependant, des prélèvements sur une durée d'une semaine peuvent être réalisés avec des électrovannes spécifiques qui s'ouvrent et se ferment après programmation (matériel nécessitant une prise électrique).

	Canister	Sac polymère (sac tedlar®, mylar®, etc.)	Seringues, vials ou ampoules de verre
volumes	1 à 15 l	10 ml à 50 l	1 à 60 ml (seringues et vials) / 0.1 à 1 l pour les ampoules
Limite de quantification *	0,001 µg/m ³ à 200 g/m ³	Général 10 à 100 µg/m ³	Elevées associées au faible volume prélevé. 500 µg/m ³ (vials)
Réactivité	- Traitement interne des parois en acier inoxydable vis-à-vis de la condensation	+ Pertes par adsorption, diffusion et condensation possible	-/+ Ampoules de verres peu sensibles à l'adsorption
Contamination croisée (induisant la nécessité de réaliser des blancs de laboratoire et de pompe)	-/+ Contenant nettoyé et recyclé (cycles de mise sous vide et balayage avec un gaz propre)	+ Prélèvement en aval de la pompe	-/+ Contenant nettoyé et recyclé
Matériel nécessaire en sus	Absent car aspiration par ouverture (canister sous vide) Le kit bas débit (vériflow®) permet la régulation du débit d'aspiration	Pompe	Pompe
Maniabilité	Resistant au choc Facilité de mise en oeuvre	Souple	Faiblement encombrant mais fragile
Vis à vis de la matrice gaz de sol	Nécessité de caler (1) le débit de prélèvement sur la perméabilité de la matrice et (2) le volume prélevé pour éviter de capter l'atmosphère	Généralement dédié au gaz de sols sauf en cas de prélèvement de gros volume (INERIS, 2013)	Généralement dédié aux gaz de sols compte tenu des limites de quantification
Vis à vis de la matrice air intérieur / extérieur	Vériflow® pouvant être réglé pour un prélèvement sur plusieurs heures, voir quelques jours	LQ généralement trop hautes pour cette matrice	LQ généralement trop hautes pour cette matrice
Coût (hors transport et analyse)	Achat 500-1500 € Location : 70-110 €	Achat : 7 – 50 € (fonction du type de sac et du volume)	Achat < 5 €

* la limite de quantification dépend si l'analyse est faite en injection directe (LQ plus élevée) ou passage sur un P&T pour concentrer. Par ailleurs, elle est fonction des substances, des matrices, des méthodes et des laboratoires

TABLEAU 4 – AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES CONTENANTS POUR PRELEVEMENTS DE COV SANS PRE-CONCENTRATION (A PARTIR DE INERIS 2013 ET INERIS, 2010)

Prélèvement avec pré-concentration

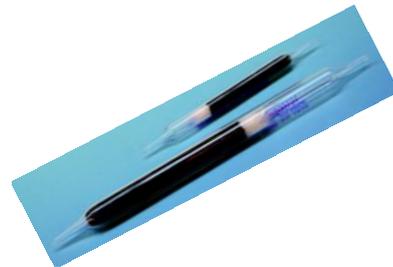
On parle alors de prélèvement sur supports solides. Ces supports peuvent être de nature diverse : charbons activés, résines polymères. En laboratoire ils sont donc élués soit thermiquement (supports thermodésorbables) soit chimiquement, à l'aide de solvants spécifiques, afin de restituer les COV prélevés pour analyse.



Support pour adsorption passive
(Radiello)



Support pour adsorption active
(thermodésorbable)



Support pour adsorption active
(élution par solvant)

Figure 2 – Supports adsorbants pour les prélèvements d'air

Parmi les prélèvements avec pré-concentration, sont à distinguer les prélèvements actifs (par pompage) des prélèvements passifs.

Les prélèvements passifs consistent à un transfert des substances entre le milieu échantillonné et le support adsorbant par un corps de diffusion, ce principe peut être appliqué en radial (illustration ci-dessus) ou en axial.

Le principal atout de l'adsorption active sur support est que la méthode permet d'obtenir des seuils de quantification faibles en ajustant le volume d'air prélevé, les limites de quantification sont cependant très variables en fonction du support (par exemple les charbons actifs de type orbo présentent des LQ nettement plus élevées que des supports de type tenax ou carbopack, etc.).

Par ailleurs, une connaissance précise du volume de prélèvement est indispensable pour la détermination de la concentration de l'atmosphère étudiée. Enfin, une bonne connaissance de l'état du support est nécessaire afin d'éviter des biais systématiques (contrôle du conditionnement pour les supports thermodésorbables, blancs terrain...).

	Support adsorbant actif (par flux d'air)	Support adsorbant passif (par diffusion)
Limite de quantification *	0,1 à 10 µg/tube	entre 0,01 et 1 µg/m ³ pour 7 jours d'exposition en fonction des substances et des supports
Spécificité à des substances ou familles	Il peut être nécessaire d'effectuer des prélèvements sur plusieurs types de supports adsorbants lorsque l'atmosphère à échantillonner est particulièrement complexe. En effet les adsorbants sont optimisés (capacité d'adsorption et pouvoir de désorption) pour une famille de composés ou une gamme de volatilité définie. -	Chez radiello, par exemple (diffusion radial), pour les COV Code 130 pour désorption au CS ₂ (~80 substances) et code 145 pour désorption thermique (~40 substances)
Influence de l'humidité et de la température	-/+ Supports généralement hydrophobes** mais méconnaissance de l'influence des taux d'humidité élevés tels que ceux présents dans les gaz du sol. Température élevée favorise la désorption.	-/+ Température (radiello par ex. code 130 ±5% pour variation de T de 10 °C) - Humidité (radiello par ex. humidité de référence entre 15 et 90 %) - Pression (radiello par exemple, pression de référence 1013 hPa pas de modification de la diffusion si variation de pression < 30 hPa)
Volume prélevé ou temps d'exposition	Volume de prélèvement limité au volume de claquage.	Le manuel technique radiello® suggère des temps d'exposition Code 130 : entre 8 heures et 30 jours avec une durée optimale de 7 jours Code 145 : entre 8 heures et 7 jours
Contamination croisée (induisant la nécessité de réaliser des blancs de laboratoire)	-/+ Certains supports (tenax, carboxen, carbotrap, CT300, etc.) sont nettoyés et recyclés pour réemploi.	-
Matériel nécessaire en sus	Pompe et débit mètre. En extérieur, abri pour la pluie et le vent.	En extérieur, abri pour la pluie et le vent.
Maniabilité	Petite taille, nécessite une alimentation électrique. Léger bruit associé au pompage.	Petite taille, ne nécessite pas d'alimentation électrique. Absence de bruit.
Vis à vis de la matrice gaz de sol	Nécessité de caler (1) le débit de prélèvement sur la perméabilité de la matrice et (2) le volume prélevé pour éviter de capter l'atmosphère	Pour la quantification des concentrations dans les gaz de sols, l'adaptation des supports passifs n'est actuellement pas démontrée pour les gammes hautes d'humidité de cette matrice ¹⁴
Vis à vis de la matrice air intérieur / extérieur	Théoriquement les prélèvements sont réalisés sur des courtes durées mais pour l'air ambiant peuvent être réalisés sur plusieurs jours (attention au risque de dérive du débit de la pompe). Privilégier dans ce cas les prélèvements séquentiels.	Adapté à des durées de prélèvements de plusieurs jours. En air extérieur, les variations des conditions atmosphériques doivent être intégrées.
Coût du support (hors transport et analyse)	5 à 70 € dépendant du support (moins cher pour les charbons actifs, les prix augmentent pour les DNPH, carboxen, carbotrap, thermosorb ...) et du laboratoire.	10 à 80 € dépendant du support et du laboratoire. Ajouter le coût de transport et de l'analyse

* la limite de quantification dépend du volume d'air pompé (actifs) ou du temps d'exposition (passifs) ainsi elles sont données en µg/tube. Elle dépend de la substance et du laboratoire.

** les charbons actifs type ORBO sont hydrophiles

TABLEAU 5 – AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES SUPPORTS ADSORBANTS PASSIFS OU ACTIFS POUR PRELEVEMENTS DE COV AVEC PRE-CONCENTRATION

¹⁴ Des travaux en cours à l'INERIS dans le cadre du projet PASSOLAIR dont la publication est prévue en 2014 présenteront notamment l'application des supports passifs aux gaz des sols (voir communication orale des premiers résultats lors des journées techniques (JT « "Gestion des sites et sols pollués "Les substances volatiles : caractérisation, modélisation des transferts, surveillance 28-29 mai 2013, <http://www.developpementdurable.gouv.fr/Journees-Techniques-no9-des-28-et.html>)

1.3. INFLUENCE DE L'HUMIDITE RELATIVE SUR LES PRELEVEMENTS D'AIR

Il existe une bibliographie abondante sur le sujet, mais les résultats expérimentaux ou modélisés ne valent souvent que pour un type de sol (teneur en matière organique en particulier), une gamme d'humidité relative et les composés étudiés [Ruiz et al. (1998), Cabrerizo et al. (2011)].

1.3.1. Mesures directes

Un rapport récent (INERIS, 2011) montre, que sur les détecteurs portable PID il existe un biais sur les mesures de COV en présence d'air humide : à température élevée (30°C) on observe en effet une diminution apparente de la concentration mesurée quand l'humidité relative de l'air augmente quel que soit le PID étudié. L'écart de concentration entre les humidités relatives 20% et 70% peut atteindre plus de 30% à 30°C pour certains des PID testés.

1.3.2. Prélèvement sur support

Il existe différents types de support dont le caractère hydrophobe est plus ou moins marqué [Woolfenden (2010), Idris et al. (2010)]. Il semble que lorsque la teneur en eau augmente dans le sol, la capacité de piégeage des supports adsorbants vis-à-vis des solvants organiques diminue (Meng et al. 2012).

Lorsque l'hygrométrie est élevée le risque pour la qualité du prélèvement est que la vapeur d'eau condense sur le support et qu'en conséquence, les sites d'adsorption ne soient plus disponibles pour piéger les molécules à échantillonner. Dans certains cas, la cartouche d'adsorbant est divisée en deux lits distincts qui sont analysés séparément. Si il y a compétition entre la vapeur d'eau et les COV présents dans l'air échantillonné, on peut considérer que l'eau sera piégée sur le 1^{er} lit d'adsorbant et que donc l'adsorption du polluant sera déplacée vers le 2nd lit. En pratique, la présence de COV sur le premier lit et leur absence sur le second est un indice de la qualité de l'échantillonnage. Il convient donc de distinguer l'analyse des deux lits d'adsorbant dès lors que cela est possible.

Un second problème, analytique cette fois-ci peut également survenir lors de l'analyse de l'échantillon humide, la présence d'eau entraînant une perturbation caractéristique de la ligne de base du chromatogramme.

1.4. D'UNE MASSE ADSORBEE A LA CONCENTRATION & CONTROLES QUALITE NECESSAIRES

1.4.1. Traduction de la masse sur support en concentration

1- prélèvements actifs

A partir de la masse adsorbée sur le support, la concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) est calculée avec la formule ci-dessous, faisant intervenir le débit de prélèvement et la durée totale du pompage :

$$C(\mu\text{g}/\text{m}^3) = m(\mu\text{g}/\text{tube}) \cdot 1000 \cdot t(\text{min}) / Q (\text{l}/\text{min})$$

Si le prélèvement est réalisé avec une succession de périodes de pompage, le temps correspond à la somme des durées de pompage.

Il est ainsi nécessaire de connaître le débit de prélèvement appliqué et la durée du pompage.

2- prélèvements passifs

L'analyse des Radiellos donne la masse piégée pendant le temps d'exposition. Les concentrations moyennes dans l'air au contact avec le corps diffusif sont obtenues par la formule ci-dessous :

$$C [\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}] = \frac{m [\mu\text{g}]}{Q_K [\text{ml} \cdot \text{min}^{-1}] \cdot t [\text{min}]} \cdot 1.000.000$$

Avec m la masse repérée, t le temps d'exposition et Q_K le débit de piégeage à la température K (Kelvin).

Les débits de piégeage sont fournis par Radiello® à une température de 25°C (298°K) : Q_k doit être corrigé de la température d'exposition par le calcul suivant :

$$Q_k = Q_{298} \left(\frac{K}{298} \right)^{1.5}$$

Contrairement à la température, selon le manuel technique Radiello®, le débit de piégeage ne change pas avec l'humidité dans l'intervalle 15-90% et avec la vitesse de l'air dans l'intervalle de 0.1 et 10 m/s.

Ces valeurs ne sont valables que lorsque la pression est égale à 1013 hPa. Cependant, selon le manuel technique Radiello® (2004) si la pression ne varie qu'entre ± 30 hPa, l'erreur de la mesure ne dépassera pas les ± 3 %.

Ainsi, lors d'un prélèvement sur support passif, il est nécessaire de connaître, la température d'exposition du support, l'humidité relative ainsi que la pression atmosphérique auxquelles le support a été exposé.

1.4.2. Incertitude sur l'analyse

Dans le domaine de la surveillance de l'exposition des travailleurs, la réglementation impose que l'organisme réalisant le contrôle soit accrédité, l'accréditation des laboratoires repose sur la norme NF EN ISO/CE -17025 (2005). Cette norme spécifie la nécessité d'évaluer les incertitudes sur le résultat d'analyse. Ainsi, dans le domaine de la surveillance réglementaire des expositions des travailleurs, les incertitudes d'analyses sont toujours présentées.

Dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air, les directives européennes fixent des seuils d'incertitude sur les concentrations mesurées par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Notons cependant que parmi les polluants réglementés, seul le benzène peut potentiellement provenir d'une pollution du milieu souterrain (cadre du projet FLUXOBAT). Une norme (FD X 43070-5, 2008) encadre alors le calcul d'incertitude.

Dans le domaine des sites et sols pollués, en l'absence d'exigence réglementaire relative à l'application de la norme NF EN ISO/CE 17025, les incertitudes sur les analyses d'air ne sont pas obligatoirement données par les laboratoires. **Ainsi, il devra être demandé spécifiquement au laboratoire de présenter les incertitudes sur l'analyse. A ces incertitudes analytiques devront être ajoutées les incertitudes sur les prélèvements.**

Actuellement, les incertitudes données par les laboratoires pour les analyses sur les gaz de sols et l'air ambiant sont de l'ordre de 10 à 30 %.

1.4.3. Echantillons de contrôle qualité

La nécessité de réaliser des blancs de terrain et de transport est préconisée dans la grande majorité des normes en vigueur, les définitions données ci-après sont tirées de ces normes.

Blancs de transport

Ces blancs permettent de détecter la contamination croisée des échantillons au cours du transport. Un conteneur, une cartouche d'adsorbant ou tout autre support de prélèvement identique à ceux utilisés pour les échantillons est scellé comme pour un échantillon réel, placé avec les échantillons et transporté au laboratoire. Le blanc est ensuite analysé avec les échantillons prélevés. (NF ISO 10381-7).

La norme NF EN ISO 10381-7 préconise la réalisation d'un blanc de transport par caisson contenant les échantillons envoyés au laboratoire.

Blancs de terrain

Ces blancs permettent de détecter la contamination des échantillons sur le terrain. Il convient de préparer les blancs sur le terrain en utilisant des tubes identiques à ceux utilisés pour l'échantillonnage et de les soumettre au même mode opératoire de manipulation que les tubes d'échantillons, à l'exception de la période réelle d'échantillonnage. Le blanc est ensuite analysé avec les échantillons prélevés (NF 16017-1).

La norme NF EN ISO 10381-7 ne formule pas de recommandation en nombre. L'INERIS (INERIS, 2010) préconise la réalisation a minima de 1 blanc de terrain par campagne pour des prélèvements actifs et 2 blancs de terrain par campagne pour des prélèvements passifs (1 en intérieur et 1 en extérieur).

Blancs de pompe et des connectiques

Pour des échantillons prélevés par pompage, l'absence de contamination de la ligne de prélèvement est importante afin de s'assurer de la représentativité des concentrations mesurées sur le terrain. La ligne de prélèvement comprend l'ensemble des connectiques utilisées et situées en amont du support de prélèvement. Cela concerne les tuyauteries, l'éventuel bouchon spécifique mis en place sur le piezair, pour les supports dont le positionnement se situe après la pompe (comme ce qui est le cas pour les prélèvements dans des sacs tedlar®) et la pompe elle-même.

Le support de prélèvement sera issu du même lot que ceux utilisés pour la campagne. Préalablement à celle-ci un prélèvement « à vide » en dehors de l'atmosphère potentiellement contaminée sera réalisé et analysé avec les autres échantillons de la campagne afin de s'assurer de l'absence de contamination croisée. Ce blanc pourra concerner la pompe mais également tout le système de connectique utilisé le cas échéant, dans ce cas la connectique utilisée proviendra du lot utilisé sur site (non usagée).

Blanc analytique

Il s'agit d'un support conservé au laboratoire, n'ayant subi aucun traitement (transport sur site, prélèvement) et qui appartient au même lot de supports que ceux utilisés pour les prélèvements.

L'INERIS (2010) préconise la réalisation a minima d'un blanc analytique (même lot de supports conditionnés) par campagne.

1.6. BIBLIOGRAPHIE

Normes

La bibliographie ici citée ne reprend pas toutes les normes existantes pour le prélèvement et l'analyse des COV dans l'air, seules certaines normes citées dans le texte sont détaillées. Le lecteur est renvoyé au site de l'AFNOR où l'ensemble des normes existantes sont présentées.

NF EN ISO/CEI 17025 (2005) Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais. Septembre 2005

FD X 43-070-5 Qualité de l'air (2008) - Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant - Partie 5 : Estimation des incertitudes sur les mesurages de benzène réalisés sur site par pompage suivis d'une désorption thermique et d'une analyse chromatographique en phase gazeuse.

AFNOR (2006) NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006 (en cours de révision)

ASTM D7758-11. (2011). Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations

VDI 3865 – Part 2, (January 1998). Measurement of organic soil pollutants – Techniques of active sampling of soil gas

ISO 16017-1 (2001) relative à l'échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique / chromatographie en phase gazeuse sur capillaire – Partie 1 : échantillonnage par pompage

ISO16017-2 (2003) relative à l'échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique / chromatographie en phase gazeuse sur capillaire – Partie 2 : échantillonnage par diffusion

NF EN 13528-1 (2003) Echantillonneurs par diffusion pour la détermination des concentrations des gaz et des vapeurs – Prescriptions et méthodes d'essai – Partie 1 : prescriptions générales

NF EN 13528-2 (2003) Echantillonneurs par diffusion pour la détermination des concentrations des gaz et des vapeurs – Exigences et méthodes d'essai – Partie 2 : exigences spécifiques et méthodes d'essai

NF EN 13528-3 (2004) Echantillonneurs par diffusion pour la détermination des concentrations des gaz et des vapeurs – Exigences et méthodes d'essai – Partie 3 : guide pour la sélection, l'utilisation et la maintenance

Hors documents normatifs

INERIS (2011). Evaluation des performances de détecteurs portatifs à photo-ionisation, DRA-11-117743-08538A, 2011.

INERIS (2010). Gestion des sites et sols pollués : caractérisation de la qualité de l'air ambiant intérieur en relation avec une éventuelle pollution des sols par des substances chimiques volatiles et semi-volatiles, DRC-10-109545-02386B, 2010

INERIS, 2013. Mode opératoire – apports et limitations de l'analyse des gaz du sol. Projet ATTENA – phase 2. Janvier 2013 (draft V2) BOUR O. (INERIS) pour le compte de l'ADEME

Joaquín Ruiz, Rafael Bilbao, and María B. Murillo. (1998). Adsorption of Different VOC onto Soil Minerals from Gas Phase: Influence of Mineral, Type of VOC, and Air Humidity. Environ. Sci. Technol., 1998, 32 (8), pp 1079–1084

Ana Cabrerizo, Jordi Dachs, Claudia Moeckel, María-José Ojeda, Gemma Caballero, Damià Barceló, and Kevin C. Jones (2011). Factors Influencing the Soil–Air Partitioning and the Strength of Soils as a Secondary Source of Polychlorinated Biphenyls to the Atmosphere. Environ. Sci. Technol., 2011, 45 (11), pp 4785–4792

Meng FY, Liu R, Kobayashi T, Wan M, Yu SL, Chen LJ (2012). Study on equilibrium adsorption of volatile chlorinated hydrocarbons on humid soils. Huan Jing Ke Xue. 2012 Apr;33(4):1361-8.

Woolfenden E. (2010). Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air. Part 2. Sorbent selection and other aspects of optimizing. J Chromatogr A. 2010 Apr 16;1217(16):2685-94. Epub 2010 Jan 14.

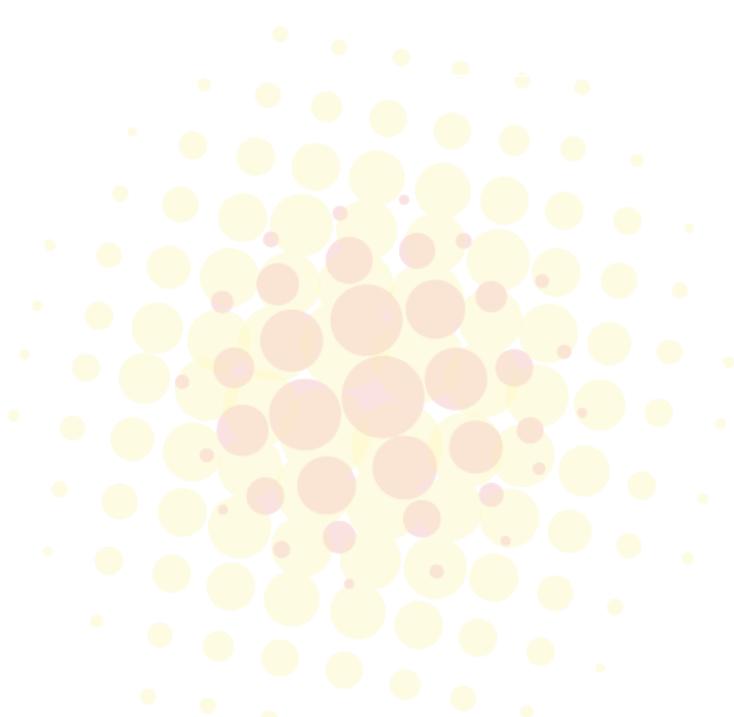
Salah A. Idris, Claire Robertson, M. AM Morris and Lorraine T. Gibson (2010). A comparative study of selected sorbents for sampling of aromatic VOCs from indoor air. 2010

Centro du Ricerche Ambientali – Padova (2004). Radiello®. 56 pp



ANNEXE 6

**PRINCIPALES EQUATIONS
D'ÉCOULEMENT ET DE TRANSPORT DES
MODELES ANALYTIQUES**



Les modèles analytiques présentés ci-dessous sont ceux communément utilisés pour l'évaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur. Dans la mesure où les travaux de modélisation conduits dans le cadre de FLUXOBAT n'ont concernés que des dalles sur terre-plein (plateforme SCERES, site atelier), ne sont présentées ci-dessous que les équations permettant d'estimer les transferts pour ce type de fondation. Pour les autres configurations, le lecteur se référera aux articles mentionnés en référence.

Les simplifications (permettant la résolution analytique des transferts) qui distinguent ces modèles sont présentées dans le guide méthodologique (§ 7.3.2.). Plusieurs approches sont proposées dans la littérature :

- une dalle indépendante étanche, le transfert s'effectue par les fissures périphériques (Johnson & Ettinger, 1991 ; Yao & al., 2011) ;
- une dalle portée avec ouvertures traversantes (tubes capillaires) (Bakker & al., 2008) ;
- une dalle portée considérée comme un milieu poreux équivalent (Bakker & al., 2008).

Ces différentes approches nécessitent le choix de valeur de paramètres caractéristiques distincts, pour lesquelles des mesures de terrain seront à privilégier. Pour d'autres leurs valeurs seront issues de données de la littérature avec souvent le choix de valeurs par défaut.

Des informations plus détaillées sont présentées au § 8 du guide méthodologique relatif aux données nécessaires à la modélisation et en annexe 9 détaillant les différentes modélisations réalisées sur le site atelier de FLUXOBAT.

1-Dalle avec fissure périphérique

Dans Johnson et Ettinger (1991) et Yao *et al.*, 2011, la dalle est considérée avec une fissure périphérique, l'abattement de concentration entre les gaz des sols et l'air intérieur est exprimé comme suit.

$$\alpha = \frac{C_{\text{bâtiment}}}{C_{\text{source}}} = \frac{\frac{D_{\text{sol}}^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{bâtiment}} L_{\text{sol}}} \exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} L_{\text{fis}}}{D_{\text{fis}} A_{\text{fis}}}\right)}{\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} L_{\text{fis}}}{D_{\text{fis}} A_{\text{fis}}}\right) + \frac{D_{\text{sol}}^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{bâtiment}} L_{\text{sol}}} + \frac{D_{\text{sol}}^{\text{eff}} A_B}{Q_{\text{sol}} L_{\text{sol}}} \left[\exp\left(\frac{Q_{\text{sol}} L_{\text{fis}}}{D_{\text{fis}} A_{\text{fis}}}\right) - 1 \right]}$$

avec

α	coefficient d'atténuation entre les concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur (-)
$C_{\text{bâtiment}}$	concentration de l'air du bâtiment ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
C_{source}	concentration dans les gaz du sol au niveau de la source ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Q_{sol}	flux volumique d'air du sol dans le bâtiment (m^3/s)
L_{fis}	longueur des fissures/épaisseur de la fondation (m)
D_{fis}	coefficient de diffusion effectif à travers les fissures (m^2/s)
A_{fis}	surface des fissures/ouvertures des fondations à travers lesquelles l'air contaminé entre dans le bâtiment (m^2)
$D_{\text{sol}}^{\text{eff}}$	coefficient de diffusion effectif global pour toute la zone de sol entre la source et les fondations du bâtiment (m^2/s)
A_B	surface des fondations disponible pour la diffusion (m^2)
$Q_{\text{bâtiment}}$	taux volumique de ventilation du bâtiment (m^3/s)
L_{sol}	distance entre la source et la base des fondations du bâtiment (m)

La figure suivante schématise la conceptualisation du modèle de Johnson & Ettinger (1991).

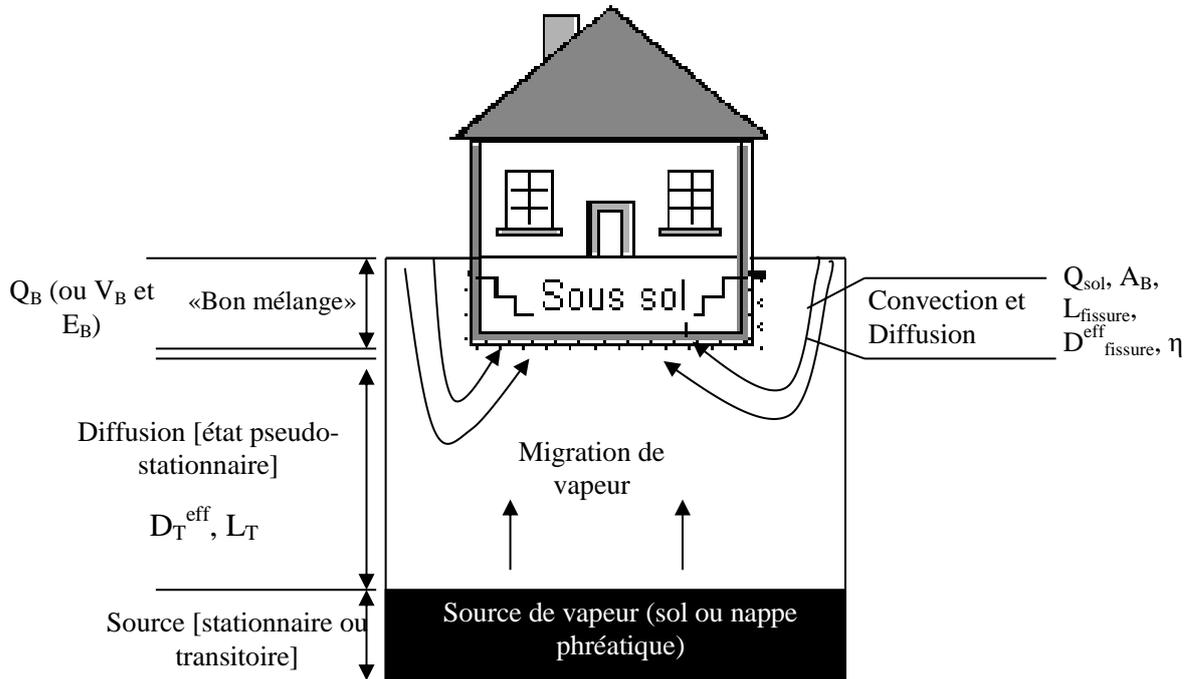


FIGURE 1 : CONCEPTUALISATION DU MODELE DE JOHNSON & ETTINGER (1991) (JOHNSON, 2002, JOHNSON, 2005)

Pour le débit de gaz du sol dans le bâtiment, Johnson and Ettinger (1991) ont choisi d’appliquer la solution analytique de Nazaroff (1988).

Il est considéré que le sol entourant le bâtiment n’est pas recouvert et qu’ainsi les sols immédiatement présents sur le pourtour du bâtiment peuvent s’équilibrer avec la pression atmosphérique.

Pour obtenir une solution analytique à son modèle, Nazaroff (1988) néglige la diffusion dans les fondations, ce qui n’est valable que dans le cas d’un bâtiment avec un fort taux d’intrusion. L’auteur du modèle reconnaît, sans le justifier, que son approche surestime d’un facteur 1 à 2, selon la configuration réelle des fissures, le flux volumique de gaz du sol entrant dans le bâtiment. Le débit d’air ou flux volumique de gaz (Q_{sol}) entrant dans le bâtiment est calculé comme suit.

$$Q_{sol} = \frac{2\pi k_v \Delta P X_{eq}}{\mu_a \ln(2Z_{eq}/r_{eq})}$$

avec

Q_{sol} flux volumique d’air du sol dans le bâtiment (m^3/s)

k_v perméabilité du sol à l’air (m^2)

ΔP différence de pression entre l’intérieur et l’extérieur d’un bâtiment (Pa)

X_{eq} périmètre de la dalle de fondation (m)

μ_a coefficient de viscosité dynamique de l’air ou du gaz considéré (kg/m.s)

Z_{eq} profondeur de la base des fondations (m) - profondeur du cylindre équivalent dans le modèle de Nazaroff [1988] (m)

r_{eq} rayon équivalent à la fissuration (m) - rayon du cylindre équivalent dans le modèle de Nazaroff [1988]

Plusieurs auteurs ont proposé d'autres formulations pour le débit d'air Q_{sol} entrant dans le bâtiment. Selon Yao et al. (2011), l'équation suivante serait plus appropriée pour des sols homogènes.

$$Q_{sol} = \frac{\pi k_v \Delta P X_{eq}}{\mu_a \ln(4Z_{eq}/r_{eq})}$$

2- Dalle fracturée régulièrement

Le modèle de Waitz & al. (1996) et de Bakker & al. (2008) considère une dalle fracturée régulièrement, les défauts de la dalle sont supposés être distribués de manière régulière sous la forme de tubes cylindriques. La perméabilité de la dalle est alors estimée par application de la loi de Poiseuille et celle de Darcy.

Le transfert vers l'air intérieur s'exprime par le facteur α qui est le rapport entre la concentration dans l'air du bâtiment et la concentration dans les gaz du sol. Il est déterminé comme suit :

$$\alpha = \frac{C_{bâtiment}}{C_{source}} = \frac{A_{dalle}}{Q_{intérieur}} \frac{K_T \frac{\Delta P}{L_T}}{1 - \exp\left(-\frac{K_T \Delta P L_{sol}}{D_{sol}^{eff} L_T}\right) \exp\left(-\frac{K_T \Delta P L_{dalle}}{f_{of} D_{dalle} L_T}\right)}$$

avec

α	coefficient d'atténuation entre les concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur (-)
$C_{bâtiment}$	concentration dans l'air du bâtiment ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
C_{source}	concentration dans les gaz du sol au niveau de la source ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
A_{dalle}	surface de la dalle de fondation (m^2)
$Q_{bâtiment}$	taux volumique de ventilation du bâtiment (m^3/s)
L_{dalle}	épaisseur de la dalle de fondation (m)
L_{sol}	distance entre la source et la dalle de fondation (m)
L_T	distance entre la source et la base de la dalle de fondation (m)
K_T	conductivité à l'air globale (sol et dalle) ($\text{m}^2/\text{Pa}\cdot\text{s}$)
D_{sol}^{eff}	coefficient de diffusion effectif global pour toute la zone de sol entre la source et la dalle de fondation du bâtiment (m^2/s)
D_{dalle}	coefficient de diffusion effectif au travers de la dalle (m^2/s)
ΔP	différence de pression entre le sol et le bâtiment (Pa)
f_{of}	fraction de la dalle occupée par les ouvertures (-)

3- Dalle considérée comme un milieu poreux équivalent

Bakker et al. (2008) proposent également de conceptualiser la dalle comme un milieu poreux équivalent. Dans cette approche, la dalle est considérée comme une couche additionnelle qui est intégrée avec les autres couches dans les paramètres globaux (coefficient de diffusion effectif total et perméabilité à l'air effective totale).

L'équation précédente s'écrit alors :

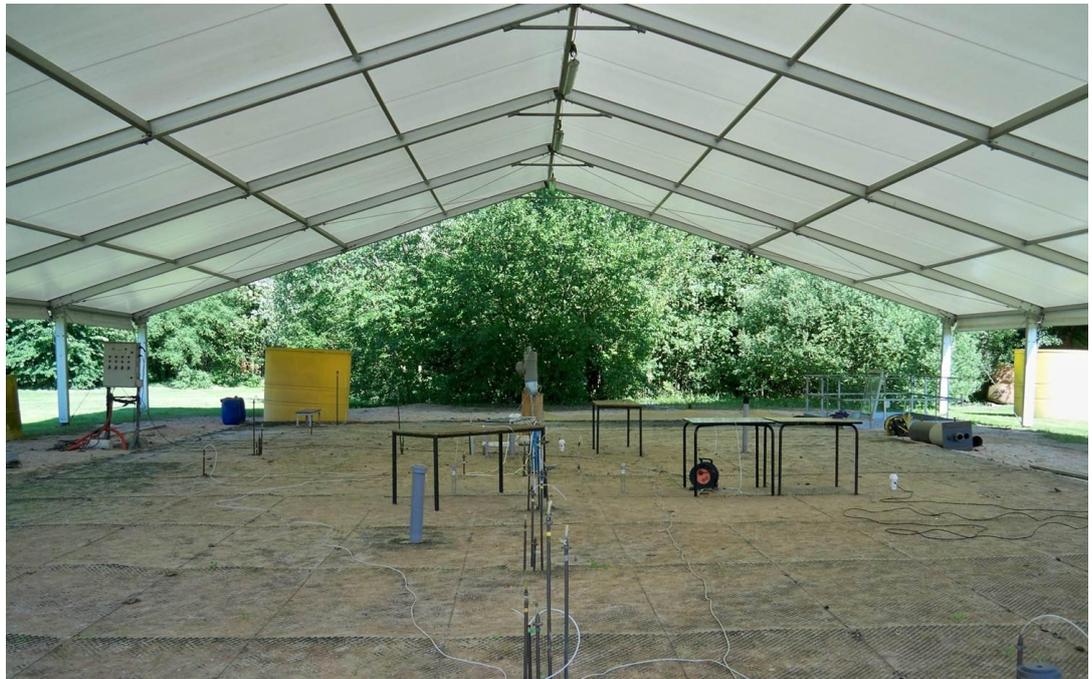
$$\alpha = \frac{C_{\text{bâtiment}}}{C_{\text{source}}} = \frac{A_{\text{dalle}}}{Q_{\text{intérieur}}} \frac{K_T \frac{\Delta P}{L_T}}{1 - \exp\left(-\frac{K_T \Delta P}{D_T^{\text{eff}}}\right)}$$

Avec

α	coefficient d'atténuation entre les concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur (-)
$C_{\text{bâtiment}}$	concentration de l'air du bâtiment ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
C_{source}	concentration dans les gaz du sol au niveau de la source ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
A_{dalle}	surface de la dalle de fondation (m^2)
$Q_{\text{bâtiment}}$	taux volumique de ventilation du bâtiment (m^3/s)
L_T	distance entre la source de volatils et la base des fondations du bâtiment (m)
K_T	conductivité à l'air globale (sol et dalle) ($\text{m}^2/\text{Pa}\cdot\text{s}$)
D_T^{eff}	coefficient de diffusion effectif global (sol et dalle) (m^2/s)
ΔP	différence de pression entre le sol et le bâtiment (Pa)

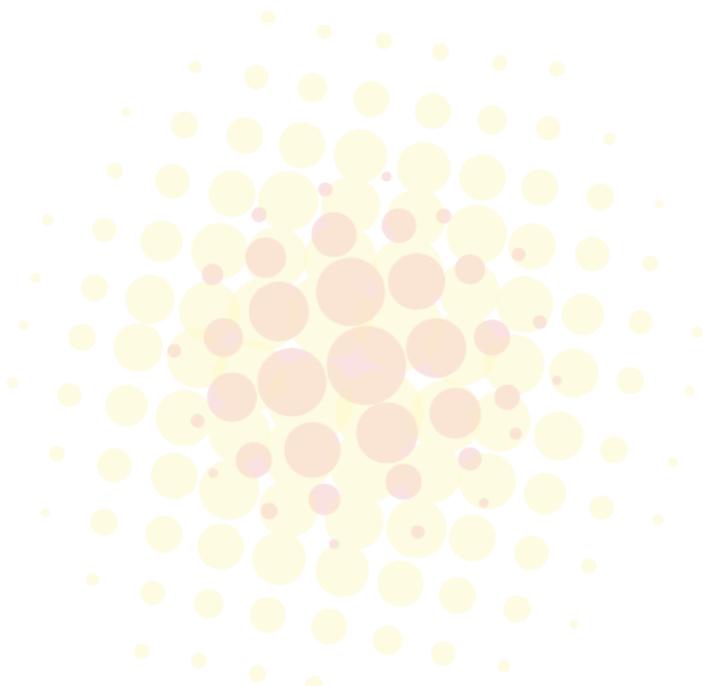
4- Références

- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J., 2008. Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, *Environmental Science & Technology* 25:1445-1452
- Johnson, P. C., 2002. Identification of critical parameters for the Johnson and Ettinger (1991) vapour intrusion model. American Petroleum Institute, N°. 17.
- Johnson, P. C., 2005. Identification of application-specific critical inputs for the 1991 Johnson and Ettinger vapor intrusion algorithm. *Ground Water Monitoring & Remediation*, Vol. 25 (1), pp. 63-78.
- Nazaroff William W. (1988) Predicting the rate of ^{222}Rn entry from soil into the basement of a dwelling due to pressure-driven air flow. *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 24 (1/4), pp. 199-202.
- Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA (1996) The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven report no. 715810014
- Yao Y., Shen R., Pennell K.G., Suuberg E.M., (2011) A comparison of the Johnson–Ettinger vapor intrusion screening model predictions with full threedimensional model results, *Environ. Sci. Technol.* 45 (2011) 2227–2235.



ANNEXE 7

**COMPARAISON MESURES-MODELE
ANALYTIQUE SUR LE BASSIN EXPERIMENTAL
SCERES**



1. PRESENTATION SUCCINCTE DES MESURES REALISEES

La confrontation entre une modélisation analytique des transferts vers l'air intérieur et les mesures a été conduite à l'échelle du bassin expérimental SCERES (LHYGES).

Cette plate-forme est une fosse de 25 mètres de long, de 12 mètres de large et de 3 mètres de profondeur remplie de différentes couches de sables ainsi que plusieurs blocs d'hétérogénéités et dans lequel un écoulement d'eau est mis en place. Dans le cadre du projet FLUXOBAT, une pollution par de la phase organique de trichloroéthylène (TCE) a été mise en place dans les sables. A 1 mètre de la source au-dessus du panache de pollution dans les gaz du sol, un caisson ($V = 0,76 \text{ m}^3$) a été positionné de manière étanche sur une dalle de béton ($\phi = 1,6 \text{ m}$) créée pour les besoins du projet par le CSTB.

Deux dalles ont été artificiellement vieillies afin de présenter des fissures ouvertes et des perméabilités au gaz élevées.

Les détails de mise en place de la pollution au TCE dans les sables, le panache dans les gaz du sol généré, les caractéristiques des sols, dalles et des essais conduits ainsi que les concentrations mesurées sont présentés dans Marzougui (2013).



FIGURE 1 : DISPOSITIF DES ESSAIS DE TRANSFERT DE TCE VERS L'AIR INTERIEUR D'UN CAISSON (MARZOUGUI, 2013)

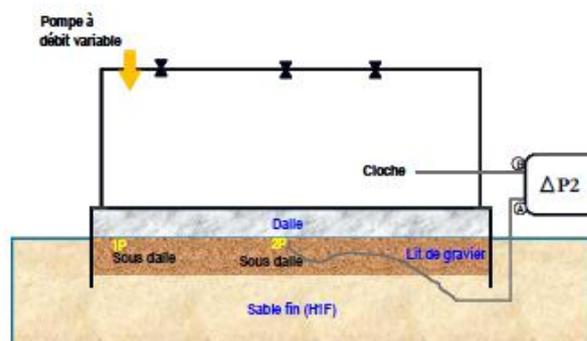
Au sein du caisson, différentes dépressions ont été imposées entre l'air intérieur et l'air des sols sous-jacents et plusieurs débits de renouvellement d'air imposés. Au total une vingtaine d'essais à des débits de renouvellement d'air compris entre $0,5$ et $2 \text{ m}^3/\text{h}$ et des dépressions comprises entre 5 et 20 Pa ont été réalisés.

Durant chacun de ces essais, conduits avec les deux dalles, les concentrations en TCE ont été mesurées à l'aide d'un analyseur INNOVA :

- dans les gaz de sol sous la dalle en 3 points sur un linéaire parallèle à la migration de vapeurs depuis la source de TCE : point 1C (le plus éloigné de la source), point 2C (au centre de la dalle), point 3C (le plus proche de la source). Ces mesures ont été réalisées à 1 cm sous la dalle ;
- dans l'air intérieur par piquage dans le conduit de renouvellement d'air sortant du caisson.

La figure ci-contre présente la localisation des mesures de dépression entre l'air du caisson et les sols sous-jacents.

Figure 2 : Localisation des mesures de dépression (Marzougui, 2013)



2. CONFRONTATION MESURES-MODELISATION ANALYTIQUE 1D

La modélisation analytique en régime permanent a été conduite à partir des concentrations mesurées immédiatement sous la dalle (ne sont ainsi pas considérés les transferts dans les formations sous-jacentes).

Compte tenu des caractéristiques des dalles, seules les équations considérant la dalle comme un milieu poreux équivalent ont été utilisées. Les équations de **Bakker et al., 2008** ont ainsi été écrites sous excel et utilisées pour modéliser les concentrations dans l'air intérieur. Il est à noter que les hypothèses sur la géométrie des fissures n'ont pas été prises en compte pour l'estimation de la perméabilité équivalente (Poiseuille), celle-ci ayant été mesurée in situ.

Une modélisation de la dalle comme étanche avec une fissuration périphérique (telle que considérée dans le modèles de Johnson & Ettinger, 1991) n'est pas pertinente compte tenu de l'absence d'une telle fissure sur le pourtour de la dalle, elle n'a donc pas été réalisée.

Les équations utilisées sont présentées en annexe 6.

2.1 PARAMETRES DES MODELISATIONS ANALYTIQUES 1D CONDUITES

Les caractéristiques de la dalle ainsi que les concentrations considérées pour ces modélisations sont présentées ci-dessous, elles sont détaillées dans Marzougui (2013).

Concentrations sous la dalle

La simplification 1D verticale de la modélisation du transfert nécessite de considérer une seule valeur de concentration sous la dalle, c'est donc la moyenne des mesures sur les 3 points (1C, 2C et 3C) qui a été considérée. Il est à noter que la gamme de concentrations mesurées durant les essais est de 1000 à 9000 mg/m³ de TCE dans les gaz de sol.

Concentrations dans le caisson

Dans le caisson, les mesures de concentrations ont été suivies au cours de chaque essai à l'aide d'un analyseur INNOVA et c'est la concentration stabilisée correspondant au régime permanent (atteinte du palier) qui a été retenue pour la comparaison aux concentrations modélisées.

Caractéristiques des transferts à travers la dalle

	Modèle : Bakker et al. (2008) Dalle représentée comme un milieu poreux équivalent	
	Perméabilité à l'air (m ²) *	D0/Deff (-) *, **
Dalle 1	4,2.10 ⁻¹²	391
Dalle 2	6,8.10 ⁻¹³	564

* Estimés par modélisation numérique inverse d'un essai de traçage avec ou sans dépression au sein du caisson (voir Marzougui, 2013)

** Rapport entre la diffusion du TCE dans l'air libre (D0) et dans la dalle (Deff)

2.2 MODELISATION 1D - DALLE CORRESPONDANT A UN MILIEU POREUX EQUIVALENT (BAKKER ET AL. 2008)

Sont présentés ci-dessous successivement les résultats des modélisations conduites avec la dalle 1 et la dalle 2.

Compte tenu de la profondeur de la source considérée (à 1 cm sous la dalle), les paramètres utilisés pour représenter la couche de sable fin (perméabilité et diffusivité) n'ont pas d'incidence sur les concentrations modélisées.

Les barres d'erreurs présentées sur les graphiques correspondent aux erreurs liées aux mesures des débits et des dépressions au cours des essais, elles ne tiennent pas compte des incertitudes sur les mesures de concentrations dans l'air du caisson ou dans les gaz du sol. Il est cependant à noter que la précision de l'INNOVA est de 10 % RSD dans la gamme de concentrations mesurées (EPA/600/R-98/143).

Dalle 1

Pour la dalle 1, la figure 3 montre que la modélisation conduit en moyenne à une surestimation des concentrations de **+44 %**. L'écart entre la modélisation et les mesures varie pour chaque essai entre -1 et +85%.

L'origine de ces écarts peut provenir d'incertitudes sur la perméabilité de la dalle (ici considérée à $4,2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$), ou sur les concentrations sous dalle. En effet, l'analyse de sensibilité conduite sur les autres paramètres intervenants dans la modélisation montre qu'ils ne présentent pas d'influence suffisante pour diminuer l'écart entre le résultat de la modélisation et les mesures.

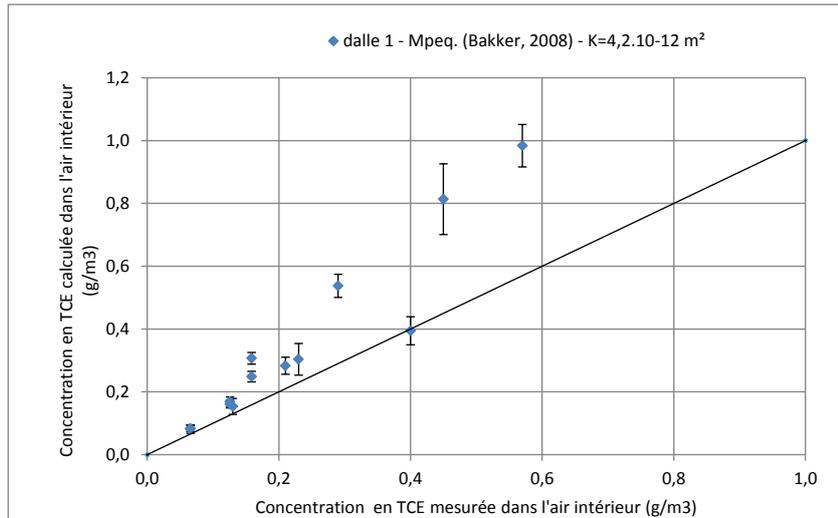


FIGURE 3 : CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC UNE SOLUTION ANALYTIQUE EN MILIEU POREUX EQUIVALENT VERSUS CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR INTERIEUR (TCE, SITE PILOTE SCERES, DALLE 1)

Dalle 2

La figure 4 ci-contre montre une bonne correspondance pour la dalle 2 entre la concentration moyenne modélisée dans l'air intérieur et la concentration mesurée.

L'écart entre les concentrations mesurées ou modélisées est en moyenne de 3 %.

Il varie pour chaque essai de -32% à +47 %.

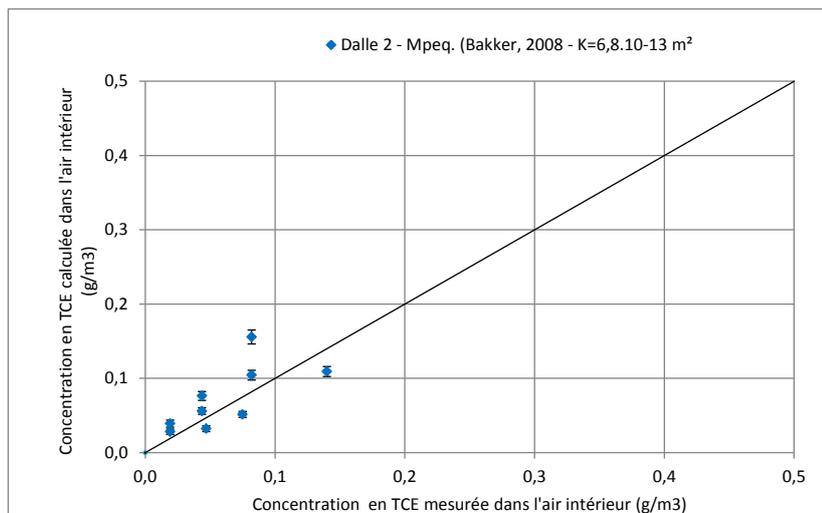


FIGURE 4 : CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC UNE SOLUTION ANALYTIQUE 1D EN MILIEU POREUX EQUIVALENT VERSUS CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR INTERIEUR (TCE - SITE PILOTE SCERES, DALLE 2)

2.3 INCERTITUDES SUR LES PARAMETRES

Incertitudes sur les concentrations sous dalle

Lors des mesures réalisées, les hétérogénéités de concentrations sous la dalle entre les points 1C (aval), 2C (centre) et 3C (amont) étaient significatives. Ces écarts sont vraisemblablement à relier d'une part à la proximité de la source et d'autre part aux pertes vers l'atmosphère favorisées en bordure de dalle (le sol est nu alentour) pour les points 1C et 3C. Le point 2C en centre de dalle présentant souvent les concentrations les plus élevées.

Les losanges bleus sur les figures ci-dessous représentent les concentrations dans l'air intérieur modélisées avec la moyenne des trois points. Les carrés noir, rouge et vert représentent respectivement les concentrations modélisées avec les concentrations mesurées en 1C, 2C et 3C.

Dalle 1

Avec la dalle 1, dans les gaz de sol, les écarts entre les mesures ponctuelles (1C, 2C, 3C) et la moyenne sous la dalle étaient compris entre 9 et 42 %.

Toutes choses égales par ailleurs, il en est de même des concentrations modélisées dans l'air intérieur.

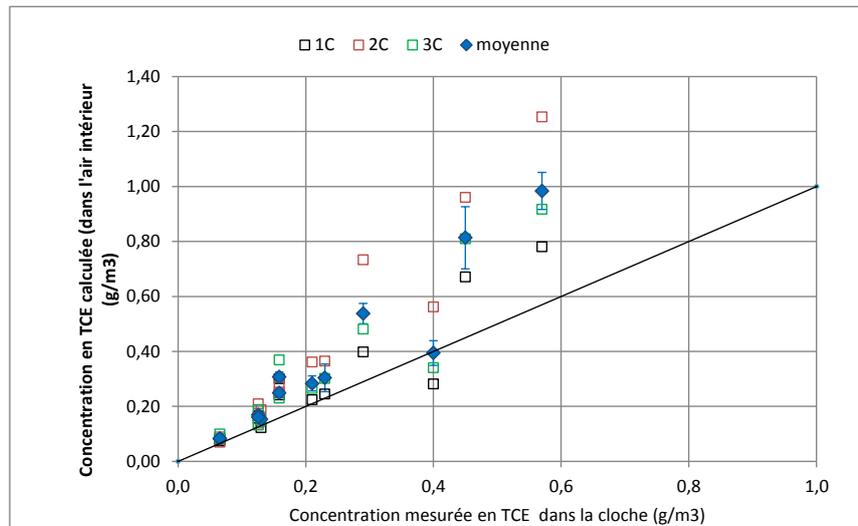


FIGURE 5 : INCIDENCE DE LA VARIABILITE DES CONCENTRATIONS EN TCE MESUREES SOUS LA DALLE SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC LA DALLE 1

Dalle 2

Les écarts entre les mesures ponctuelles (1C, 2C, 3C) et la moyenne sous la dalle étaient compris entre 9 et 32 %.

Toutes choses égales par ailleurs, la concentration modélisée dans l'air intérieur considérant ces différentes concentrations varie en fonction des essais de 9 et 32 % (comme celle mesurée dans les gaz de sol).

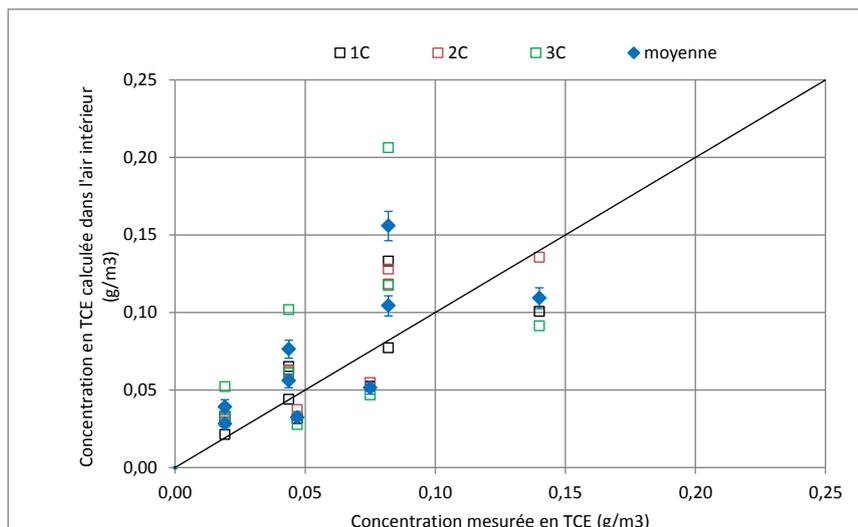


FIGURE 6 : INCIDENCE DE LA VARIABILITE DES CONCENTRATIONS EN TCE MESUREES SOUS LA DALLE SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC LA DALLE 2

Incertitude sur la perméabilité des dalles

Pour la dalle 1, l'incidence de la perméabilité de la dalle sur le transfert a été étudiée. Celle-ci a été abaissée de $4,2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ à $3,10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$.

La diminution de la perméabilité de la dalle 1 de -40 % permet de mieux représenter les concentrations mesurées dans le caisson. En effet l'écart entre les concentrations mesurées et celles modélisées est diminué, il est en moyenne de +3% (tandis qu'il était de +44 % avec la perméabilité de $4,2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$). La variation pour chaque essai reste cependant comprise entre -30% et +32 %.

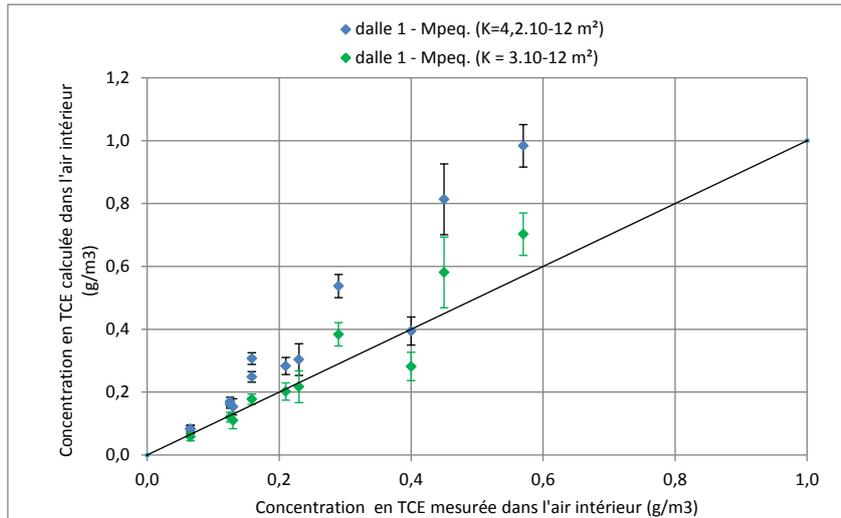


FIGURE 7 : INCIDENCE DE LA PERMEABILITE DE LA DALLE 1 SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES

Incertitude sur la diffusion du TCE à travers les dalles

L'augmentation d'un facteur 10 de la diffusion du TCE à travers les dalles a une incidence,

- négligeable pour la dalle 1, les concentrations calculées dans l'air intérieur ne sont que légèrement augmentées (de moins de 1%) ;
- modérée pour la dalle 2, pour l'ensemble des essais la concentration dans l'air intérieur est augmentée en moyenne de 9 %.

Les perméabilités élevées des deux dalles expliquent la faible influence de ce paramètre. Pour des dalles de perméabilités équivalentes plus faibles, la contribution au transfert du flux diffusif peut être plus importante, voire majoritaire.

2.4 CONCLUSION

Les écarts entre les concentrations modélisées et mesurées dans le caisson varient en fonction des dalles et des essais (dépressions de 5 à 20 Pascals, renouvellement d'air du caisson de 0,7 à 2,6 h⁻¹) de - 32% à +85 %, ils sont donc de moins d'un facteur 2.

Au regard de la variabilité spatiale des concentrations sous la dalle (+/- 9 à 42 % par rapport à la moyenne) et ainsi de l'incertitude sur la concentration à considérer pour la simplification 1D nécessaire aux modèles analytiques, cet écart est relativement modéré.

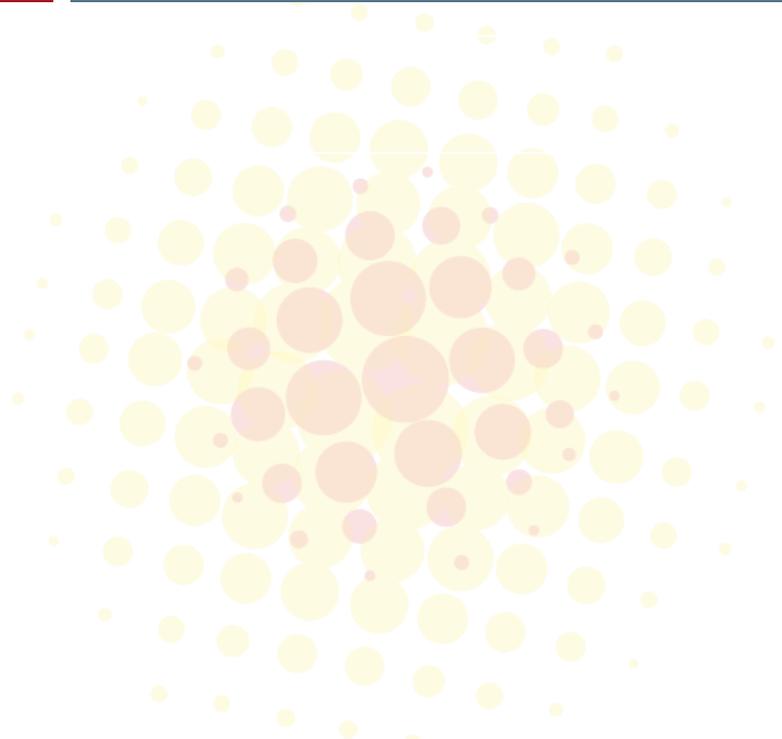
Ainsi, les dalles testées avec des fissures réparties peuvent être assimilées à un milieu poreux équivalent et la résolution analytique des transferts proposée par Bakker et al. (2008) semble être pertinente à cette échelle pour une dalle portée sur terre-plein.

Cependant, il est à noter que les travaux de modélisation ont été conduits avec une bonne connaissance des caractéristiques des dalles tant diffusives que convectives (Marzougui, 2013) et à une échelle réduite. A l'échelle d'un vrai bâtiment, comme c'est le cas sur le site atelier FLUXOBAT (voir les modélisations présentées en annexe 9) la méconnaissance des caractéristiques de la dalle et ses hétérogénéités peuvent conduire à des difficultés dans la schématisation et le choix de paramètres « moyens » représentatifs nécessaires à cette modélisation en 1D. Ces difficultés peuvent alors conduire à des écarts significatifs entre les concentrations modélisées et mesurées dans l'air intérieur.



ANNEXE 8

MESURES REALISEES SUR LE SITE
ATELIER



Sommaire de l'annexe 8

1. Description sommaire du site atelier sélectionné	73
1.1. Contexte	73
1.2. Activités sur le site	73
Contexte géologique et hydrogéologique	73
2. Instrumentation et caractérisation du site atelier	74
2.1. Mise en place des piézaires	74
2.2. Vérification de l'étanchéité des piézaires	76
2.3. Paramètres physiques des sols	76
2.3.1. Porosités, teneurs en eau et COT	76
2.3.2. Perméabilité des sols	77
2.4. Perméabilité de la dalle	79
2.4.1. Mesures sur carottes	79
2.4.2. Mesures In situ	80
2.5. Perméabilité de l'enveloppe	81
2.6. Autres paramètres et variables mesurées lors des campagnes de mars et juin 2012	81
3. Mesures des pressions, températures, humidités et des taux de renouvellement d'air	82
3.1. Conditions météorologiques	82
3.2. Détermination du taux de renouvellement d'air de l'atelier	85
3.3. Pression différentielle, humidité et température mesurées dans les piézaires	85
3.3.1. Humidité et température des gaz dans les piézaires	85
3.3.2. Pression différentielle des gaz du sol	86
4. Concentrations et flux de PCE	90
4.1. Concentrations dans la matrice sol	90
4.2. Concentrations dans la nappe	93
4.3. Concentrations en PCE dans les gaz du sol	93
4.3.1. Répartition verticale du PCE dans les gaz du sol	94
4.3.2. Répartition spatiale du PCE dans les gaz du sol	95
4.3.3. Variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol	99
4.4. Détermination des flux surfaciques	100
4.4.1. Flux surfaciques à l'intérieur de l'atelier	100
4.4.2. Flux surfaciques à l'extérieur	102
4.5. Concentrations en PCE dans l'air	103
4.5.1. Mesures des concentrations à l'extérieur	103
4.5.2. Mesures et profil vertical des concentrations à l'intérieur de l'atelier	103

4.5.3. Liens entre les flux et les concentrations mesurées dans l'air intérieur	105
4.5.4. Evolutions journalières des concentrations en PCE équivalent	105

5. Conclusions	107
-----------------------	------------

préambule

Les données acquises dans le cadre de ce projet sont spécifiques à un contexte environnemental donné et à une certaine configuration du bâti et de ses aménagements extérieurs (zones à nu, avec béton, etc.). Elles ne sauraient être extrapolées à tout autre site sans réflexion.

Le lecteur pourra utiliser les résultats inclus dans la présente annexe intégralement ou sinon de manière réfléchie. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous sa seule et entière responsabilité.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Mesures pétrochimiques sur les échantillons de sol	77
Tableau 2 : Détermination de la perméabilité au gaz	78
Tableau 3 : Perméabilité au gaz des terrains déduite des essais de pompage	78
Tableau 4 : Résultats des perméabilités intrinsèques à l'azote de la dalle de l'atelier.	80
Tableau 5 : Perméabilité apparente (m ²) de la dalle mesurée in situ	80
Tableau 6 : Dates des mesurés sur site en mars et juin 2012.	81
Tableau 7 : Météorologie relevée sur la période du 5 juin à 9h20 au 8 juin 2012 à 9h40	83
Tableau 8 : Comparaison des valeurs moyennes des paramètres d'entrée mars / juin 2012	83
Tableau 9 : Comparaison des dépressions moyennes entre l'air intérieur et l'air extérieur et entre les gaz du sol et l'air intérieur en périodes hivernale et estivale	86
Tableau 10 : Comparaison des dépressions entre les gaz du sol sous bati et l'air intérieur lors des périodes hivernale et estivale	87
Tableau 11 : Paramètres pétrophysiques pour la caractérisation de la source	92
Tableau 12 : Concentrations en PCE (mg/m ³) dans les gaz du sol en fonction de la profondeur et de la lithologie – campagne de mars 2012	96
Tableau 13 : Concentrations en PCE (mg/m ³) dans les gaz du sol en fonction de la profondeur et de la lithologie rencontrée – campagne de juin 2012	98
Tableau 14 : Flux surfaciques à l'intérieur de l'atelier (mars et juin 2012)	101
Tableau 15 : Flux surfaciques à l'extérieur de l'atelier (µg PCEéq/m ² .s) en juin-juillet 2012	102
Tableau 16 : Flux surfaciques à l'extérieur de l'atelier (µg PCEéq/m ² .s)	103
Tableau 17 : Concentrations en PCE dans l'air ambiant hors atelier - mars et juin 2012.	103
Tableau 18 : Concentrations en PCE dans l'air intérieur de l'atelier (µg/m ³) - mars et juin 2012.	104

Liste des figures

Figure 1 : Environnement du site et Localisation des activités passées	73
Figure 2 : Variation de la cote de la nappe sur la période 2010-2013	74
Figure 3 : Coupe schématique d'un quadruplet de piézair	75
Figure 4 : Schéma d'implantation des piézairs sur le site dans l'atelier et en proche périphérie	75
Figure 5 : Mesures d'O ₂ et CO ₂ sur les piézairs	76
Figure 6 : Evolution de la teneur en O ₂ et CO ₂ sur le piézair pza40	76
Figure 7 : Perméabilité au gaz des sols (m ²) déduites de la granulométrie des sols	78
Figure 8 : Synthèse des perméabilités au gaz (m ²) mesurées in situ dans les remblais, limons et sables	79
Figure 9 : Réalisation des carottages de dalle et obtention de neuf carottes de béton.	79
Figure 10 : Mesures de perméabilité de dalle – In situ versus Laboratoire	81
Figure 11 : Evolution des conditions climatiques (a/ du 3 au 11 mars et b/ du 4 au 8 juin) 2012	82
Figure 12 : Pluviométrie enregistrée avant et pendant les 2 campagnes de mesures 2012	84
Figure 13 : Implantation des mâts dans l'atelier et à l'extérieur	85
Figure 14 : Température et humidité dans les gaz du sol	86
Figure 15 : Pression différentielle dans les gaz du sol sur le quadruplet pza30-33	87
Figure 16 : Effets sur la pression différentielle des gaz du sol	88
Figure 17 : Valeurs PID sur une carotte de sol (Bpz5)	90
Figure 18 : Concentrations mesurées dans la matrice sol (mg/kg MS)	91
Figure 19 : Concentration en PCE dans les sols et saturation de phase organique (à gauche dans les limons ; à droite dans les sables)	92
Figure 20 : Concentration en Pce dans la nappe en juin 2011 et mars 2012 (µg/l)	93
Figure 21 : Teneur en PCE dans les gaz du sol – quadruplet de piézairs (mars et juin 2012)	94
Figure 22 : Concentrations mesurées (µg/m ³) dans les gaz de sols en mars 2012	95
Figure 23 : Concentrations mesurées (µg/m ³) dans les gaz de sols en juin 2012	97
Figure 24 : Suivi sur 16 mois des composés volatils dans les gaz du sol – quadruplet de piézairs situé près de la source	99
Figure 25 : Suivi sur 16 mois des composés volatils dans les gaz du sol – quadruplet de piézair à 15 mètres de la source sous bâtiment	99
Figure 26 : Conditions météorologiques avant et pendant les mesures de flux surfaciques (mars et juin 2012)	100
Figure 27 : Détermination du flux surfacique	101
Figure 28 : Flux surfaciques en mars 2012 dans l'atelier en µg PCE _{eq} /m ² .s	101
Figure 29 : Flux surfaciques en juin 2012 dans l'atelier en µg PCE _{eq} /m ² .s	101
Figure 30 : Implantation des points de mesure des flux surfaciques en juin-juillet 2012	102
Figure 31 : Profil vertical du PCE dans l'air ambiant de l'atelier en mars et juin 2012	104
Figure 32 : Variation des concentrations en PCE- _{eq} dans l'air ambiant de l'atelier du 4 au 17 mai 2013	105
Figure 33 : Variation des concentrations en PCE- _{eq} dans l'air ambiant de l'atelier du 4 au 7 mars 2013	106

1. DESCRIPTION SOMMAIRE DU SITE ATELIER SELECTIONNE

1.1. CONTEXTE

La société X a exploité un site pour une activité de traitement de surface chimique et par électrolyse, de 1952 à 2005. Il s'agissait d'une ICPE (installation classée pour la protection de l'environnement) soumise à autorisation. Les études environnementales ont mis en évidence une pollution des sols par les métaux et les solvants chlorés, dont le tétrachloroéthylène (PCE), au droit du site.

1.2. ACTIVITES SUR LE SITE

Le site occupe une surface totale de 1 000 m² environ. L'environnement du site et ses activités passées sont illustrés en figure 1. La figure de gauche présente l'environnement du site avec les revêtements de surface (présence de bâtiment, de dalles ou d'enrobés ou non tandis que celle de droite détaille les activités passées, l'atelier sur lequel a porté l'essentiel des mesures présentées dans cette annexe est l'atelier de traitement de surface (encadré en rose sur les deux figures).

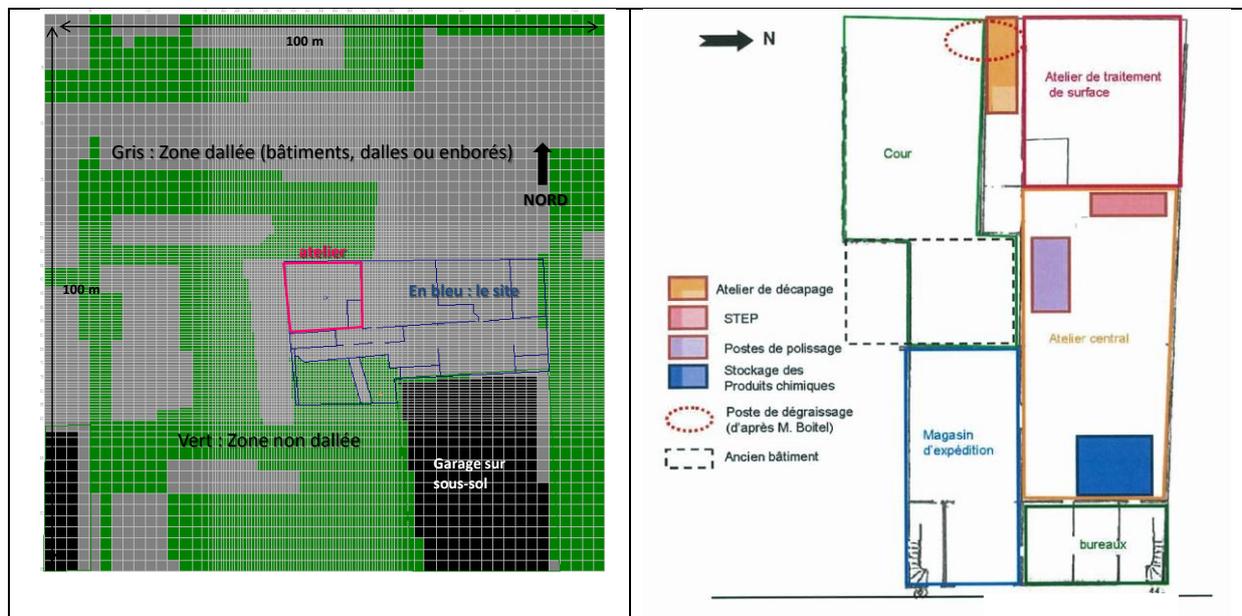


Figure 1 : Environnement du site et Localisation des activités passées

Les données historiques et les premiers résultats de diagnostics disponibles avant la réalisation du programme FLUXOBAT mettent en évidence la présence de solvants chlorés principalement dans l'angle Sud-Ouest de l'atelier de traitement de surface, ainsi qu'au Sud de cet atelier (auvent attenant à l'atelier et cour intérieure). L'auvent se compose d'une toiture, d'un mur commun au nord avec l'atelier et d'une façade au sud constituée d'un muret de 1 m de hauteur surmonté par des fenêtres dont une est cassée sur les six.

L'atelier objet des travaux dans le cadre de FLUXOBAT est l'atelier de traitement de surface dans la zone nord-ouest du bâtiment.

1.3. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE

Le site est implanté sur des alluvions fluviales modernes, caractérisées par un faciès sablo-graveleux et par quelques niveaux tourbeux et argileux souvent superficiels. Ces alluvions sont constituées de sables, de graviers et de galets. Elles ont une épaisseur de l'ordre de 20 mètres.

Les alluvions fluviales sont le siège d'une nappe libre. La carte piézométrique montre un écoulement globalement de l'Est vers l'Ouest-Nord-Ouest. Le gradient hydraulique connu dans la zone d'étude est relativement faible.

Le niveau statique de la nappe se stabilise vers 5m de profondeur. Dans le secteur, le battement inter-saisonnier de la nappe est d'environ 1 m, la Figure 2 illustre l'évolution sur 2 ans du niveau de la nappe sur un piézomètre représentatif situé à environ 200 m du site, sont apposés également les mesures ponctuelles réalisées sur un piézomètre du site dont le niveau au sol est compris entre 168,4 et 168,8 m NGF.

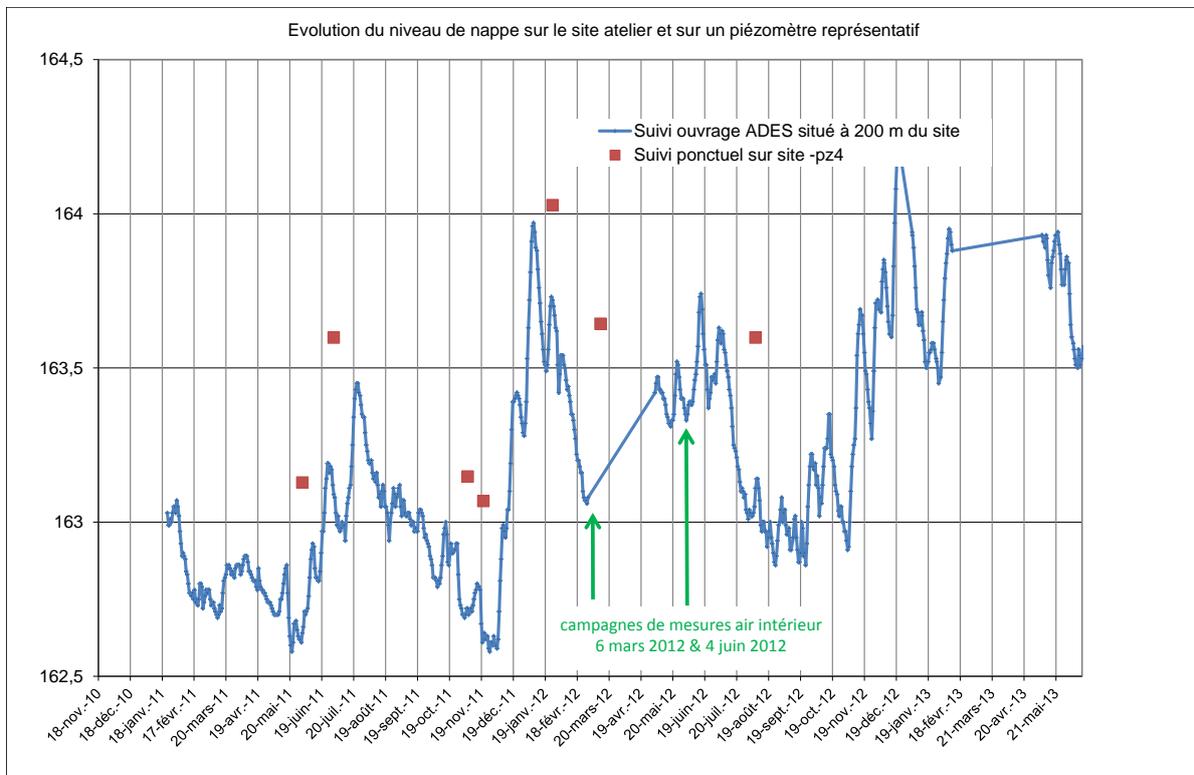


Figure 2 : Variation de la cote de la nappe sur la période 2010-2013

2. INSTRUMENTATION ET CARACTERISATION DU SITE ATELIER

2.1 MISE EN PLACE DES PIEZAIRES

Dans l'optique de réaliser des prélèvements de gaz du sol, des piézaires ont été installés. Quatre différents types de piézaires ont été mis en place :

- des piézaires crépinés sur toute leur hauteur, à partir d'environ 0,3 m de profondeur jusqu'à la base du puits à gaz (4 m de profondeur environ) traversant plusieurs lithologies différentes ;
- des quadruplets de piézaires formant un ensemble de quatre puits en flûte de pan¹⁵ relativement proches (environ 0,4 m entre chaque axe), chaque puits étant crépiné à une profondeur différente tel qu'illustré en - avec remblais (0,3 à 0,6 m), limons superficiels (0,9 à 1,3 m), limons profonds (2 à 2,5 m), sables (3,2 à 3,7 m) – une coupe schématique est présentée en Figure 3 ;
- des doublets de piézaires, suivant le même principe que les précédents, mais uniquement pour les deux puits superficiels (remblais et limons superficiels) ;
- des piézaires de type « double-crépine » dans lesquels deux zones sont crépinés dans le même puits à deux horizons différents : entre 0,3 et 0,6 m (remblais) et entre 0,9 et 1,3 m (limons superficiels) de profondeur.

Le tubage des ouvrages est en PEHD (polyéthylène haute densité) et leur diamètre varie de 25 mm à 52 mm (piézair double crépine). La position des ouvrages permanents au sein de l'atelier de traitement et en dehors de l'atelier est précisée en Figure 4 ; les quadruplets de piézaires pza39/42 et pza30/33 sont implantés au plus près de la zone source.

¹⁵ Ici réalisés à proximité : chaque ouvrage étant placé au sommet d'un carré à moins de 30 cm les uns des autres

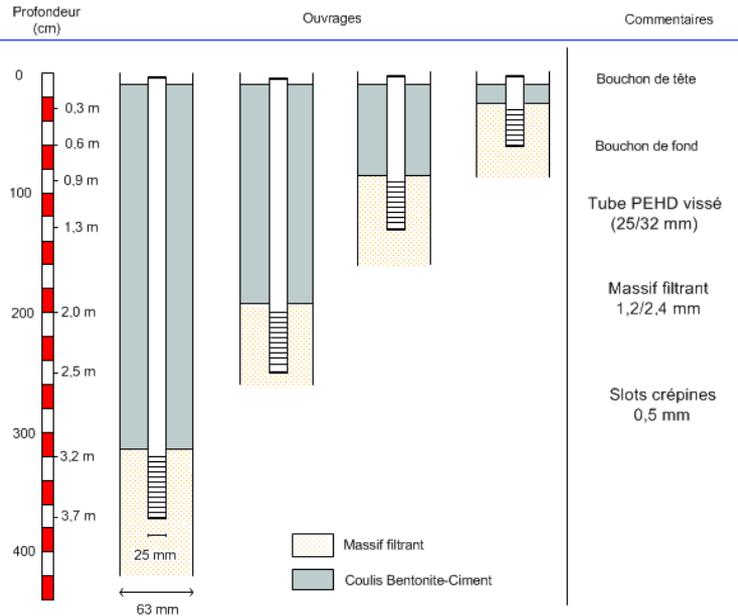


Figure 3 : Coupe schématique d'un quadruplet de piézair

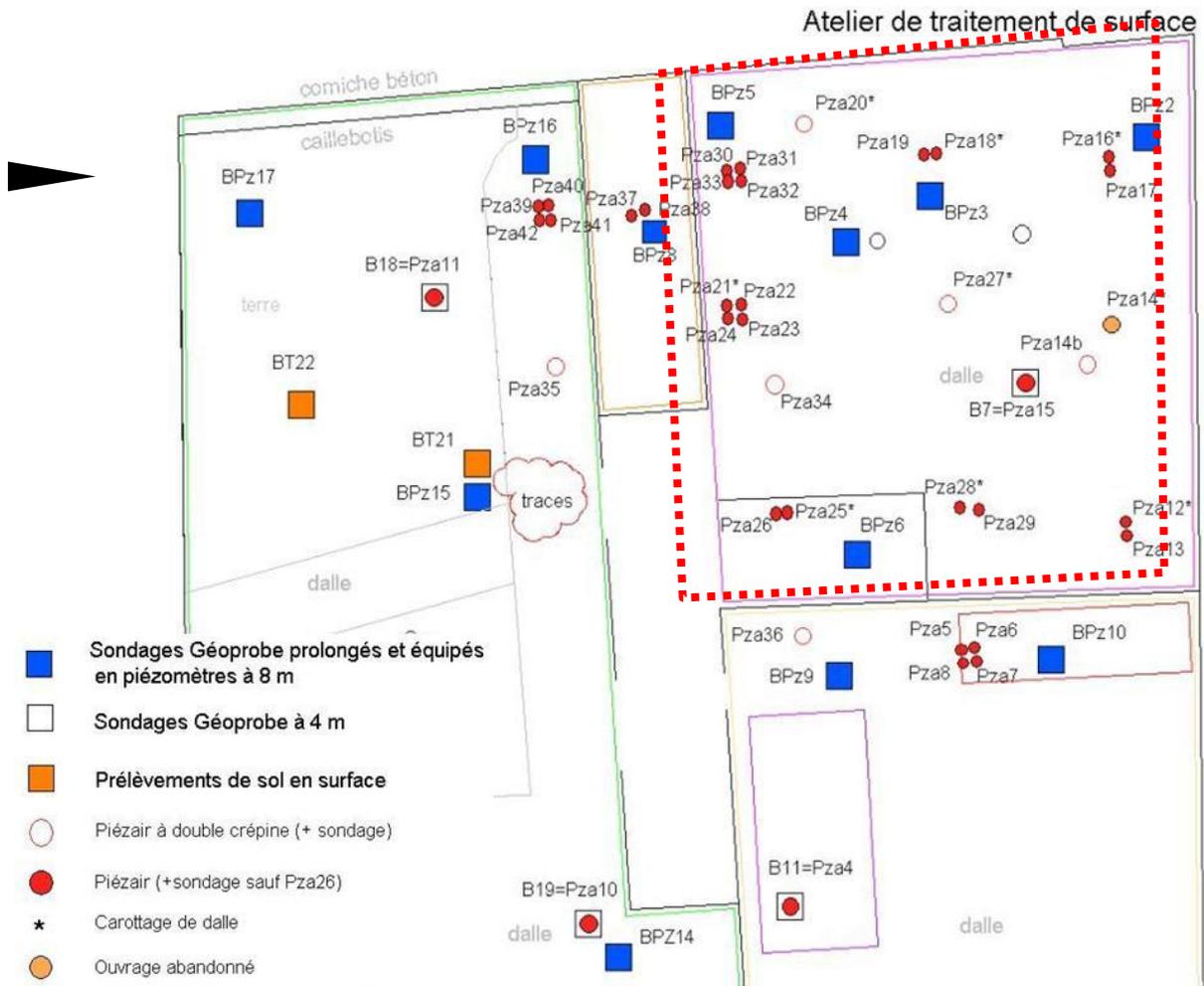


Figure 4 : Schéma d'implantation des piézairs sur le site dans l'atelier et en proche périphérie

2.2 VERIFICATION DE L'ETANCHEITE DES PIEZAIRES

La vérification de l'étanchéité des piézaires a été réalisée par des mesures des concentrations en oxygène et dioxyde de carbone dans les gaz extraits en cours de pompage sur une sélection d'ouvrage, la Figure 6 illustre les concentrations à stabilisation mesurées et la Figure 5 l'évolution de cette stabilisation sur le piézair pza40.

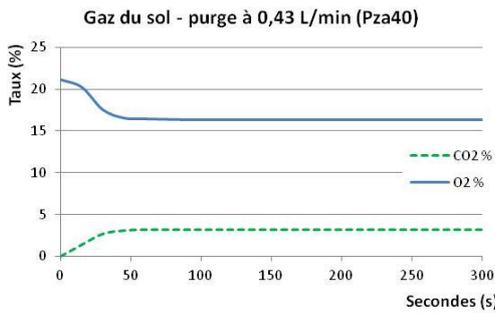
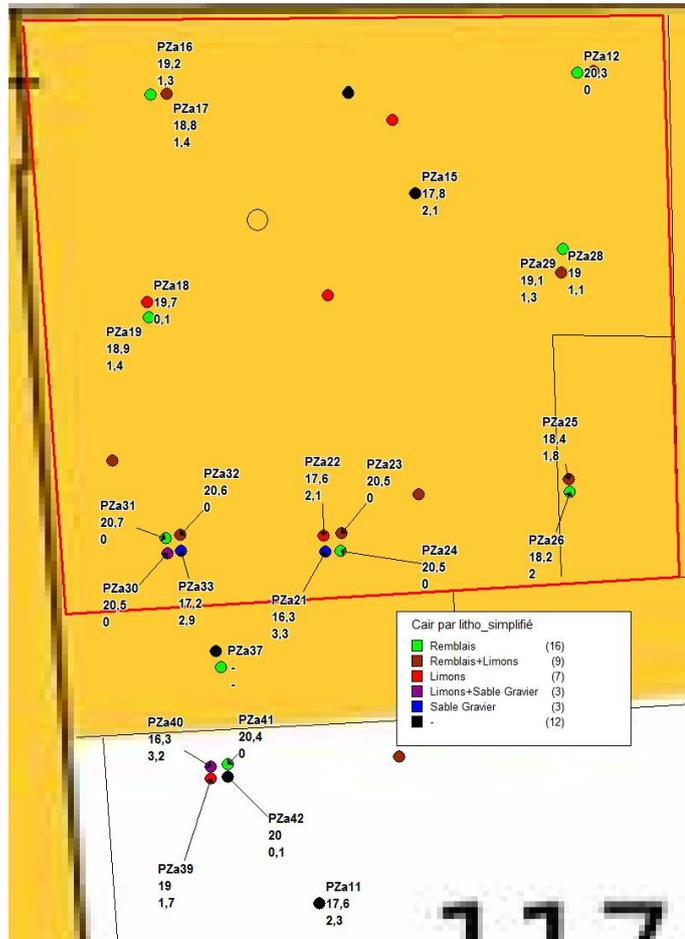


Figure 5 : Evolution de la teneur en O₂ et CO₂ sur le piézair pza40

Figure 6 : Mesures d'O₂ et CO₂ sur les piézaires



2.3 PARAMETRES PHYSIQUES DES SOLS

Les sols ont été classés en quatre groupes correspondant aux profondeurs crépinées pour les piézaires, à savoir 0,3-0,6 m ; 0,9-1,3 m ; 2,0-2,5 m et 3,2-3,7 m. Il est observé ainsi depuis la surface :

- un premier horizon superficiel de type « sable limoneux », caractérisant les remblais observés sur site ;
- un horizon à environ 1 m de profondeur de type « limon » présentant une transition avec l'horizon supérieur plus sableux (nature limon-sableuse entre 0,7 et 1 m) ;
- un horizon entre 2,0 et 2,5 m très homogène de type limon sableux ;
- un horizon profond autour de 3,5 m majoritairement sableux voir limono-sableux.

2.3.1 Porosités, teneurs en eau et COT

Au total 16 échantillons de sols prélevés sous gaines ont été analysés pour la porosité, la teneur en eau, le carbone organique total et la granulométrie suivant les normes respectives (NF X 31 501, NF ISO 11 465, NF ISO 14 235, NF X 31 107). Dans le tableau 1, seules les valeurs moyennes sont rapportées (les écart-types sont présentés entre parenthèses).

La porosité des sols diminue avec la profondeur passant de 37 % dans les remblais superficiels à 24 % dans les sables profonds. Il en est de même pour la teneur en carbone organique total (COT) passant de 0,017 g/g sol dans les remblais superficiels à 0,001 dans les sables ; et pour la teneur en eau passant de 14,2 % dans les remblais à 4,9 % dans les sables.

Profondeur	Echantillon de sol	Porosité	Teneur en eau (-)	COT ^(a)	Teneur en argile	Teneur en limon	Teneur en sable	Classification SCS ^(b)
0,3-0,6 m	BPZ8 (0,4-0,7)	37,4 % (-)	14,2 % (-)	0,017 (-)	1,5 % (-)	17 % (-)	81,5 % (-)	Loamy sand LS
0,9-1,3 m	BPZ8 (0,7-1,0) BPZ9 (0,7-1,0) BPZ10 (1,0-1,3) BPZ5 (1,3-1,5) BPZ2 (1,5-1,8)	34,6 % (3%)	12,4 % (3%)	0,007 (0,003)	11,7 % (7%)	31,6 % (15%)	56,8 % (21%)	Loamy sand LS à loam L
2,0-2,5 m	BPZ6 (2,3-2,6) BPZ3 (2,3-2,5) BPZ4 (2,0-2,3) B7 (2,3-2,6) BPZ9 (2,1-2,4)	35,9 % (3%)	13,3 % (2%)	0,002 (0,001)	6,2 % (2%)	37,6 % (8%)	56,1 % (7%)	Sandy loam SL
3,2-3,7 m	B7 (3,4-3,7) BPZ8 (4,5-4,8) BPZ10 (2,7-3,0) BPZ2 (3,0-3,3) BPZ3 (3,4-3,7)	23,7 % (3%)	4,9 % (1%)	0,001 (0,001)	1,1 % (1%)	5,6 % (3%)	93,3 % (4%)	Loamy sand LS à sand S

^(a) COT : carbone organique total (g/g MS) ^(b) SCS : Soil Classification System (USA) ; S : sand (sable) ; L : loam (limon) ; SL : sandy loam (limon sableux) ; LS : loamy sand (sable limoneux) ; entre parenthèse : écart-type des valeurs.

Tableau 1 : Mesures pétrochimiques sur les échantillons de sol

2.3.2 Perméabilité des sols

Dans un premier temps, les perméabilités des formations ont été déduites des courbes granulométriques obtenues sur les échantillons présentés ci-dessus, la Figure 7 présente les perméabilités ainsi obtenues, les lois utilisées pour l'estimation de ces perméabilités intrinsèques (Kozeny, 1989 ; Kruger, 1992 ; Terzaghi, 1981 ; Zhang et Brusseau et Zamarin, 1992 ; cités dans Milan et Andjelko ⁽¹⁶⁾) sont présentées dans le guide technique TRANSAT (Kaskassian et al. 2009 ⁽¹⁷⁾). Etablies pour la détermination de la perméabilité à l'eau à saturation, la perméabilité au gaz a été déterminée par la prise en compte des saturations en eau mesurées sur les échantillons (présentées dans le Tableau 2).

¹⁶ Vukovic Milan and Soro Andjelko, 1992. Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain size composition. Water Resources Publication, Littleton, Colorado, 83p.

¹⁷ Kaskassian S., Gaudet J.-P., Chastanet J., Decung F., Angulo-Jaramillo R., Szenknect S., Côme J.-M., Getto D., Barthes V., Krimissa M., 2009. Projet ANRPRECODD / TRANSAT 2005-2009, Evaluation des temps de Transfert, dans la zone Non Saturée des sols, de contaminants dissous ou particulaires, Guide technique, 106p.

Interprétation des analyses pétrophysiques par les lois de Kozeny, Kruger, Terzaghi, Zhang & Brusseau et Zamarin

	Remblais	Limons	Sables
Nombre d'échantillons	4	4	6
kr _g (-) *	0,82 à 0,98	0,80 à 0,90	0,91 à 1
kg (m ²) min	5,0E-15	1,9E-15	1,6E-15
kg (m ²) median	5,5E-12	2,2E-13	5,7E-11
kg (m ²) max	2,3E-09	1,8E-12	6,7E-10

* calculé avec les paramètres de Van Genuchten et la teneur en eau résiduelle déduite de la classification USDA

Tableau 2 : Détermination de la perméabilité au gaz

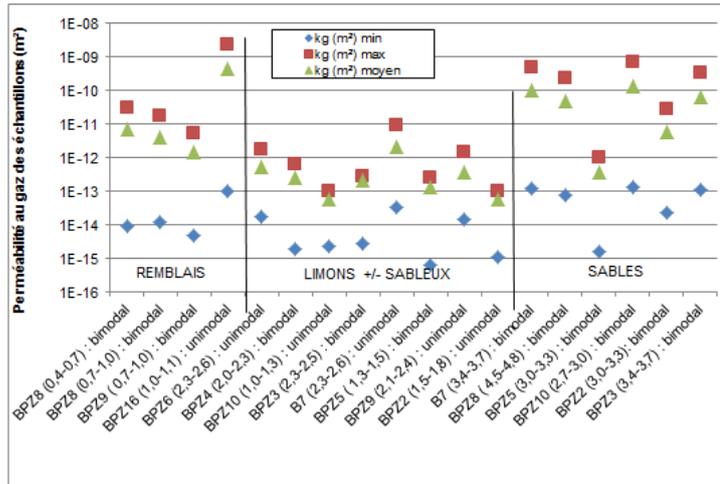


Figure 7 : Perméabilité au gaz des sols (m²) déduites de la granulométrie des sols

Compte tenu des limites fortes de validité de ces lois empiriques (voir Kaskassian et al. 2009), dans un second temps, la perméabilité des sols a été déterminée *in situ* par l'intermédiaire d'essais de pompage dans les différentes formations présentes (remblais, limons et sables). Deux types d'essais ont été conduits :

- mesure des dépressions sur les piézaires mis en dépression par pompage à différents débits (type essai Lefranc pour la nappe) ;
- mesure des dépressions à distance du piézair mis en extraction.

Dans la mesure où la perméabilité apparente mesurée par de tels essais est dépendante de la saturation en eau des terrains et afin de limiter l'alimentation par l'air depuis la surface, les essais ont été conduits sur des piézaires implantés dans l'atelier ou sous dalle. Ces essais et leurs résultats sont présentés en Figure 8 et Tableau 3.

Les essais réalisés sur les puits eux-mêmes montrent des perméabilités très variables au sein des remblais et des limons (2 ordres de grandeur entre le minimum et maximum mesurés) tandis que ces écarts sont moindres dans les sables (1 ordre de grandeur). Cette variabilité est associée aux hétérogénéités des remblais et des limons observées sur les coupes de sondages.

Ces perméabilités sont plus élevées que celles définies à partir des interprétations granulométriques et cohérentes avec la description des terrains. En considérant k_{rg}=1, la perméabilité à saturation à l'eau serait de 1,1 à 1,4 .10⁻³ m/s pour les remblais et les sables et 8,2.10⁻⁵ m/s pour les limons.

La Figure 8 présente les mesures sur les piézaires eux-mêmes en points colorés (bleu pour les remblais, rouge pour les limons et vert pour les sables) ainsi que les résultats des essais à plus forts débits réalisés sur pza24 et pza21 (débits de 26 m³/h) avec mesure des dépressions induites sur des ouvrages situés dans un rayon de 5 m pour les remblais et de 10 m pour les sables.

	Remblais	Limons	Sables
nombre de piez-airs testés	6	6	4
nombre d'essais	20	31	9
Gammes de dépressions mesurées (Pa)	0,5 à 30	3 à 2150	0,1 à 60
kg (m ²) min	6,4E-12	7,9E-13	1,2E-11
kg (m²) moyenne	1,1E-10	8,4E-12	1,4E-10
kg (m ²) max	4,8E-10	2,2E-11	2,8E-10

Tableau 3 : Perméabilité au gaz des terrains déduite des essais de pompage

Dans les remblais la perméabilité déduite des mesures de dépression à distance est comprise entre 3 et $6 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, soit inférieure mais de l'ordre de grandeur des mesures réalisées directement sur les piézais ($1,1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$).

Dans les sables, les perméabilités sont très proches ($1,2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ pour les mesures à distance et $1,4 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ pour la moyenne des mesures directement sur les piézais).

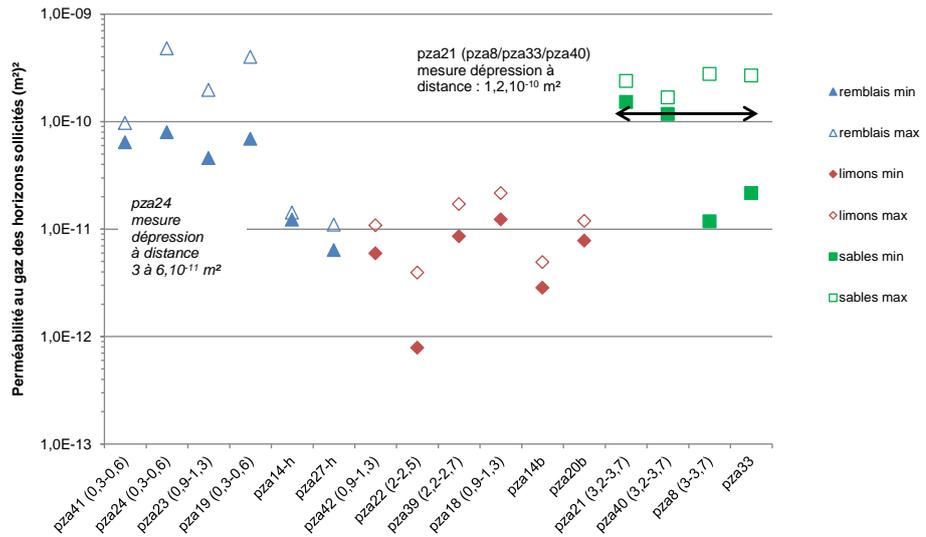


Figure 8 : Synthèse des perméabilités au gaz (m^2) mesurées in situ dans les remblais, limons et sables

Par ailleurs, la perméabilité verticale moyenne des terrains de 0,3 à 3,5 m sous la dalle a également été estimée entre 2 et $5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ (deux essais de pompage réalisés en pza24 et pza5).

2.4 PERMEABILITE DE LA DALLE

2.4.1 Mesures du carottes

Neuf carottes de béton (carottages au carottier diamant illustré en figure 9) ont été prélevées au droit des piézais annotés d'une étoile sur la figure 4.



Figure 9 : Réalisation des carottages de dalle et obtention de neuf carottes de béton.

Ces carottes de béton ont été analysées par le laboratoire LERM afin de déterminer leur perméabilité intrinsèque à l'azote (méthode CEMBUREAU, norme XP P18-463). La perméabilité intrinsèque à l'azote varie entre 18 et $933 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$ (voir Tableau 4).

Valeur	Perméabilité intrinsèque à l'azote (m ²)
Perméabilité minimale	18.10 ⁻¹⁸
Perméabilité médiane	71.10 ⁻¹⁸
Perméabilité moyenne	80.10 ⁻¹⁸
Perméabilité maximale	155.10 ⁻¹⁸
Ecart Type	42.10 ⁻¹⁸

Tableau 4 : Résultats des perméabilités intrinsèques à l'azote de la dalle de l'atelier

La perméabilité intrinsèque de la dalle apparaît relativement homogène (un ordre de grandeur d'écart entre Kmin et Kmax) et très faible au vu des observations visuelles (dalle béton en mauvais état, fissures visibles en surface) et des valeurs de la littérature donnant plutôt de telles perméabilités pour des dalles de très bonne qualité, suggérant que la méthode employée n'est pas adaptée *a posteriori* pour une carotte d'un diamètre de 142 mm.

2.4.2 Mesures In situ

Parallèlement sur le site atelier, la perméabilité de la dalle de 168 m² a été mesurée *in situ*.

Afin de mesurer *in situ* la perméabilité de la dalle de manière non intrusive, un dispositif s'apparentant à la Single Chamber Method (Imamoto, 2006) relativement simple de mise en œuvre a été testé. La méthode repose sur l'application d'une dépression créée dans une chambre à l'aide d'une pompe dont le débit (qui correspond au flux d'air traversant la dalle) est relevé et ceci pour différentes dépressions. Par ailleurs, le retour à l'équilibre après l'arrêt de la dépression est également enregistré et interprété. Douze mailles ont fait l'objet des mesures à l'aide d'une cellule développée spécifiquement ($\phi = 26$ cm). L'interprétation des paliers a été réalisée à l'aide de l'équation de Darcy pour un fluide compressible et celle du retour à l'équilibre avec les équations présentées par Li (2004). Les résultats sont présentés dans le Tableau 5 et la Figure 10.

maille	Interprétation des paliers de dépression. Fluide compressible			Li, 2004 interp° remontée	
	nb mesures	k min (m ²)	k max (m ²)	k (m ²)	R ²
6	2	6,3E-14	9,9E-14	5,8E-14	9,9E-01
8	2	5,8E-14	1,7E-13	9,4E-14	9,7E-01
13	3	8,0E-14	5,0E-13	2,9E-13	9,9E-01
14	3	1,3E-13	8,6E-13	-	-
25	2	5,6E-14	1,5E-13	1,1E-13	9,9E-01
40	3	7,2E-14	1,7E-13	6,1E-14	9,9E-01
55 bis	2	8,5E-14	1,8E-13	6,1E-14	9,9E-01
60	3	6,4E-14	2,5E-13	5,9E-14	9,9E-01
62	3	6,0E-14	2,5E-13	5,7E-14	9,9E-01
70	2	8,4E-14	1,8E-13	6,3E-14	9,9E-01
42	2	7,1E-13	7,1E-13	-	-
55	2	1,2E-12	1,2E-12	-	-
kg moyenne (m ²)		2,2E-13	4,0E-13	9,4E-14	
kg min (m ²)		5,6E-14	9,9E-14	5,7E-14	
kg max (m ²)		1,2E-12	1,2E-12	2,9E-13	

Tableau 5 : Perméabilité apparente (m²) de la dalle mesurée *in situ*

La perméabilité apparente *in situ* de la dalle est comprise entre 5,6.10⁻¹⁴ et 1,2.10⁻¹² m² avec une moyenne sur les 12 points comprise entre 0,9 et 4.10⁻¹³ m². Ces perméabilités sont de plusieurs ordres de grandeurs supérieures à celles mesurées au laboratoire, dans la gamme de perméabilité définie par le RIVM (Bakker et al. 2008) pour des dalles de qualité normale à bonne.

Il ressort de la Figure 10 une relative bonne cohérence sur les interprétations des mesures *in situ* (soit en régime établi soit lors du retour à l'équilibre). Mais ces résultats s'écartent de plusieurs ordres de grandeur des mesures au laboratoire (ici retraduites à l'aide des mesures faite par le LERM en perméabilités apparentes pour 1/P proche de 1). Les raisons de divergence pouvant être associées à des surfaces testées différentes, à l'effet de la foration de la dalle (réalisée à l'eau) ou des circulations préférentielles lors des mesures *in situ*.

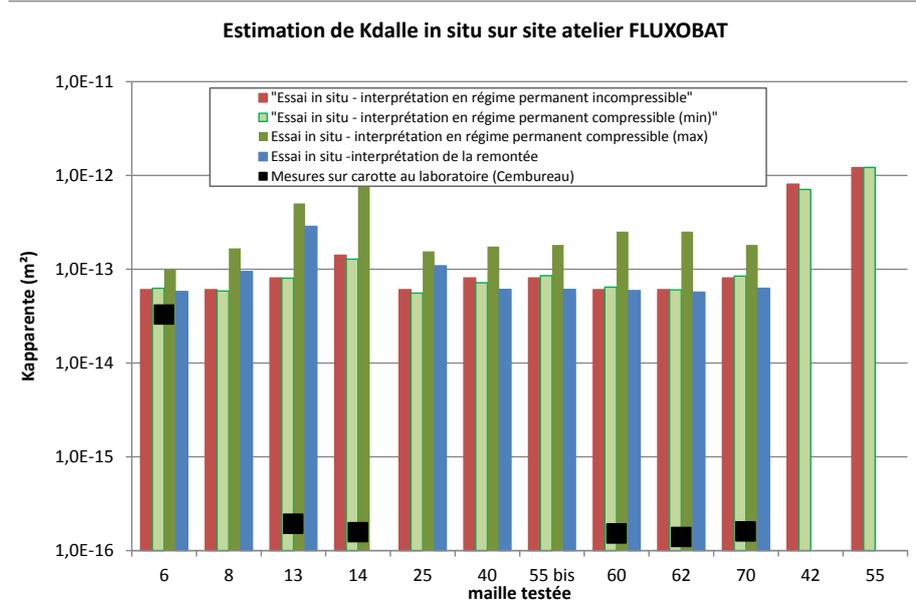


Figure 10 : Mesures de perméabilité de dalle – *In situ* versus Laboratoire

2.5 PERMEABILITE DE L'ENVELOPPE

La perméabilité du bâtiment a été mesurée suivant la norme NF EN 13829. Tous les orifices de ventilation du bâtiment ont été bouchés et une fausse porte a été installée.

Le débit de fuite à 4 Pa divisé par la surface de parois déperditives hors plancher bas¹⁸ Q4Pa-Surf a été mesuré à 24,6 (m³/h)/m². Cette perméabilité est très élevée, il est à noter que les valeurs par défaut de la RT 2012 pour des bâtiments sont inférieures à 1,7 (m³/h)/m².

2.6 AUTRES PARAMETRES ET VARIABLES MESUREES LORS DES CAMPAGNES DE MARS ET JUIN 2012

Le tableau 6 présente les dates des variables mesurées au cours des deux campagnes de terrain effectuées en mars et en juin 2012. Sont données entre parenthèses les précisions et incertitudes associées aux mesures.

Paramètres suivis	Campagne de mars 2012	Date de la mesure	Campagne de juin 2012	Date de la mesure
1/ Conditions météorologiques (température, pression atmosphérique, humidité, direction et vitesse du vent, vitesse des rafales)	X	du 3 au 11 mars	X	du 4 au 8 juin
2/ Caractéristiques de l'atelier				
Température et humidité intérieure (+/- 0.3 %)	X	du 3 au 11 mars	X	du 4 au 8 juin
Taux de renouvellement de l'air (nd)	X	8 mars matin	X	7 juin matin
Dépression entre l'extérieur et l'intérieur de l'atelier (nd)			X	du 4 au 8 juin
3/ Caractérisation du transfert des vapeurs				
Concentrations des COHV dans les gaz du sol (+/-28 %)	X	6 et 8 mars	X	5 juin
Flux surfaciques intérieurs et extérieurs (nd)	X	7 mars	X	6 juin
4/ Qualité de l'air ambiant : concentrations des COHV dans l'air intérieur et extérieur (+/-28 %)	X	6 mars matin	X	4 juin après-midi

Tableau 6 : Dates des mesures sur site en mars et juin 2012

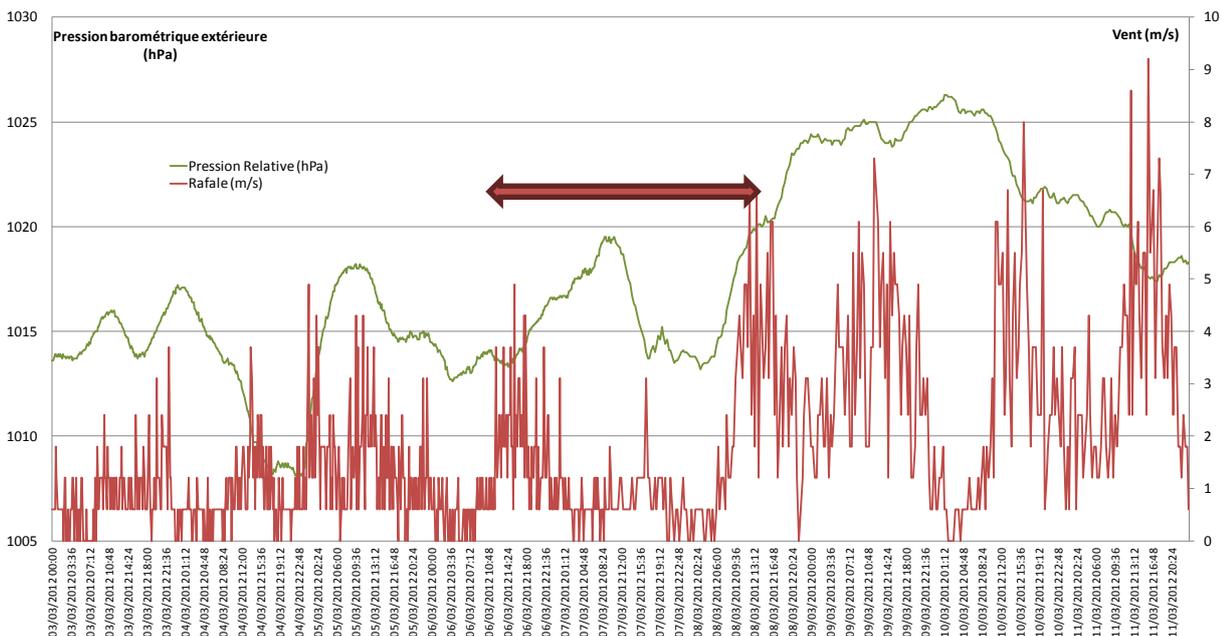
¹⁸ Indicateur à utiliser dans le calcul réglementaire français RT 2012

3. MESURES DES PRESSIONS, TEMPERATURES, HUMIDITES ET DES TAUX DE RENOUELEMENT D'AIR

3.1 CONDITIONS METEOROLOGIQUES

Deux campagnes de terrain ont été menées en 2012 durant lesquelles plusieurs variables météorologiques ont été suivies en continu à l'aide d'une station météorologique implantée sur le site (Figure 11 : a/ du 3 au 11 mars et b/ du 4 au 8 juin). La période de mesures est indiquée par la flèche rouge.

a) Campagne de mesures de mars



b) Campagne de mesures de juin

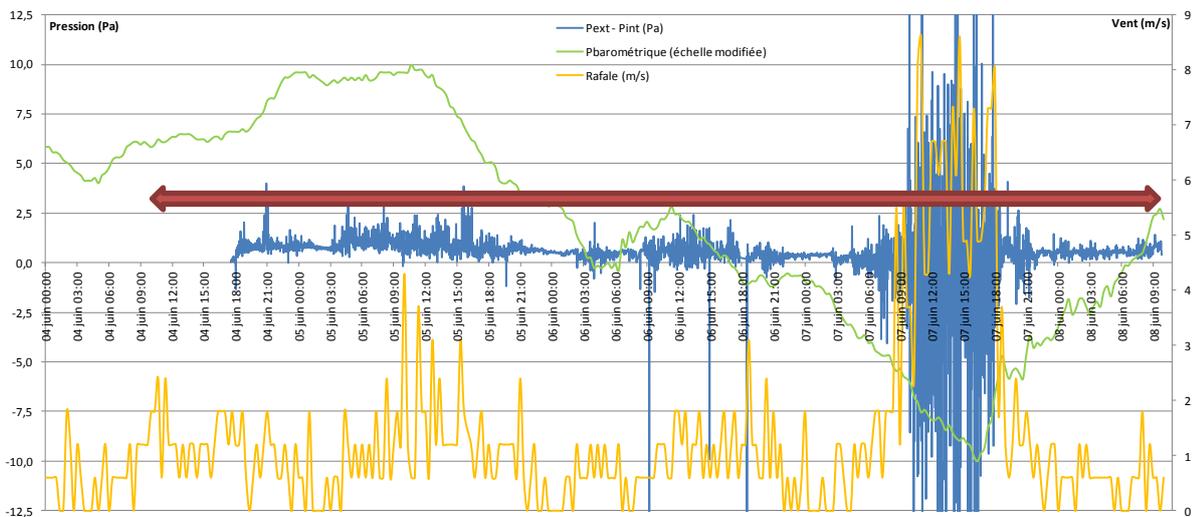


Figure 11 : Evolution des conditions climatiques (a/ du 3 au 11 mars et b/ du 4 au 8 juin) 2012

Une forte variabilité de la pression atmosphérique et la présence de rafales de vent sur la période de suivi est constatée notamment en juin. Le constat est similaire en juin pour la dépression¹⁹ mesurée entre l'intérieur et l'extérieur de l'atelier (Pext-Pint exprimé en Pa).

Le rapport entre les valeurs minimales et maximales est élevé pour la vitesse du vent (x 6) et l'humidité extérieure (x2) – les valeurs sont détaillées pour les paramètres suivis dans le Tableau 7. Concernant la dépression mesurée entre l'intérieur et l'extérieur de l'atelier, l'amplitude des valeurs est élevée notamment lors de la chute brutale de la pression barométrique observée le 7 juin (en dehors de cette période, les valeurs minimales et maximales relevées sont -1,4 Pa et 4 Pa, respectivement avec une valeur moyenne de 0,7 Pa).

Paramètres	Valeur minimale	Valeur médiane	Valeur moyenne	Valeur maximale	Ecart Type
Pression atmosphérique (hPa)	994,0	1001,3	1001,4	1009,4	3,6
Température extérieure (°C)	16,6	20,5	21,2	27,5	3,1
Humidité extérieure (%)	43	68,0	68,1	89	13,2
Différence de pression intérieur et extérieur de l'atelier	-42,8	0,6	0,5	25,1	2
Vitesse du vent (m/s)	0	0,5	0,8	6,4	1,1
Rafale de vent (m/s)	-	-	-	8,6	-

Tableau 7 : Météorologie relevée sur la période du 5 juin à 9h20 au 8 juin 2012 à 9h40

Il apparaît pour mars une légère tendance à l'augmentation de la pression barométrique à l'extérieur de l'atelier sur la période considérée, ainsi que des rafales de vent atteignant des vitesses de 5 m/s et affichant des valeurs plus élevées jusqu'à 6,7 m/s sur la journée du 8 mars (dernière journée de mesures). En juin, la pression barométrique chute et des rafales de vent sont enregistrées pendant la journée du 7 juin, avec des vitesses instantanées pouvant atteindre 8,6 m/s (31 km/h).

Les valeurs moyennes enregistrées durant les mesures proprement dites sont rapportées dans le tableau 8 pour les variables suivies. La campagne de campagne de mars 2012 se caractérise par le chauffage de l'atelier à l'aide de quatre convecteurs disposés à 1 m de hauteur, et par l'extraction de l'air en hauteur sur la base d'un volume par heure ; en juin, seul l'extracteur d'air est mis en route sur un taux de renouvellement identique.

Paramètres d'entrée	6 au 8 mars 2012	4 au 7 juin 2012
*Pression barométrique (hPa)	1 016	1 001
*Température à l'extérieur de l'atelier (°C)	8,6	21,2
*Température à l'intérieur de l'atelier (°C)	21,5	21,5
*Différence de température extérieur / intérieur (°C)	-13	-0,2
*Humidité relative à l'extérieur de l'atelier (-)	66	68
*Humidité relative à l'intérieur de l'atelier (-)	34	66
**Taux moyen de renouvellement d'air dans atelier (h ⁻¹)	2,54	1,67
*Vitesse du vent (m/s)	0,6	0,8
Pluviométrie sur quatre semaines y compris semaine de mesures (mm)	20,1	151,3

* Paramètre mesuré en continu

**mesure ponctuelle de 2 h les matinées du 8 mars et 7 juin

Tableau 8 : Comparaison des valeurs moyennes des paramètres d'entrée mars / juin 2012

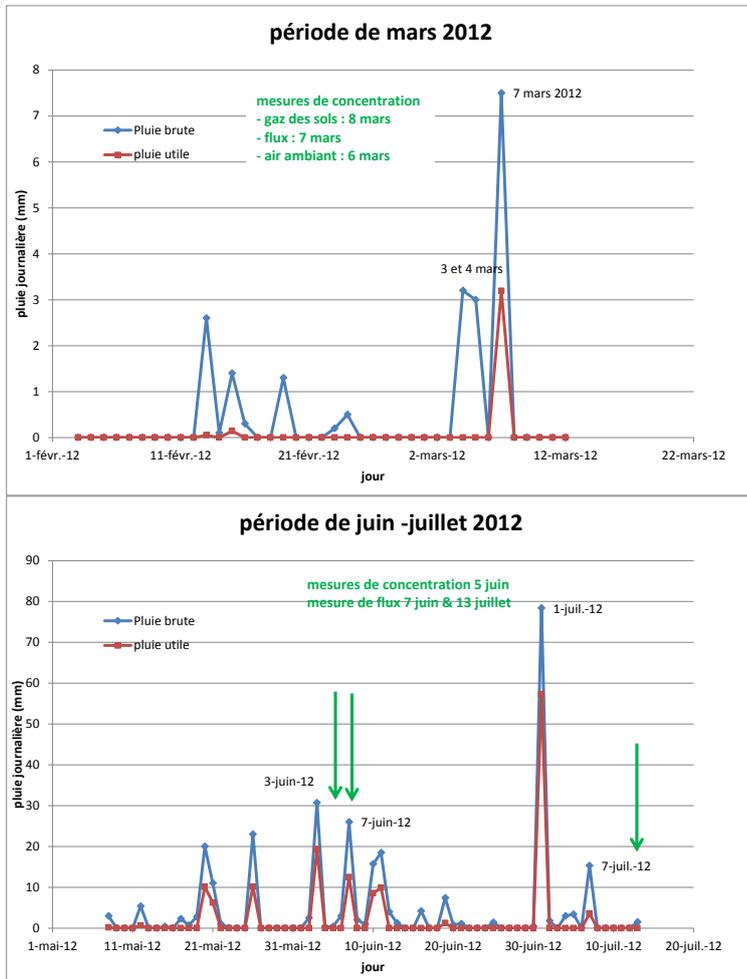
La campagne de mars se caractérise ainsi par des conditions météorologiques anticycloniques, avec une température extérieure assez fraîche ; tandis qu'en juin, les conditions météorologiques sont dépressionnaires et plutôt humides (fortes précipitations). Toutefois, pour les deux campagnes, la dernière journée d'expérimentation (à savoir, les 8

¹⁹ Dépression différentielle non disponible en mars 2012, estimée à 4 Pa sur la base de mesures faites en mars 2013 dans des conditions de chauffage identiques

mars et 7 juin) est sujette à des rafales de vent plus intenses – alors que la moyenne des vitesses du vent est similaire entre mars et juin sur la période d’expérimentation (respectivement 0,6 et 0,8 m/s).

La mise en chauffe de l’atelier en mars engendre une température moyenne dans l’atelier égale à celle observée en juin (21,5°C) alors que la différence de température entre l’extérieur et l’intérieur de l’atelier est de -13°C en moyenne en mars et de -0,2°C en juin. De même, le chauffage de l’atelier engendre un air plus sec à l’intérieur de ce dernier.

La Figure 12 renseigne sur le niveau de précipitations enregistrées avant et pendant les deux campagnes de mesure. Il en résulte une saturation des sols en eau plus accrue pendant la campagne de juin.



Concernant la pluviométrie, les hauteurs de précipitation enregistrées les semaines avant la campagne de mesures de mars sont :

- Semaine N-4 : 0 mm
- Semaine N-3 : 5,7 mm
- Semaine N-2 : 0,7 mm
- Semaine N-1 : 3,2 mm
- Semaine N –mesures : 10,5 mm ;

soit un total sur les 5 semaines de 20,1 mm

La campagne de juin apparaît « pluvieuse » avec 0,3 mm le 4 juin ; 0,4 mm le 5 juin ; 3 mm le 6 juin ; 26 mm le 7 juin et 2 mm le 8 juin.

Les hauteurs de précipitation enregistrées les semaines avant la campagne de mesures sont synthétisées ci-après :

- Semaine N-4 : 8,4 mm
- Semaine N-3 : 26,2 mm
- Semaine N-2 : 35,1 mm
- Semaine N-1 : 33,2 mm
- Semaine N –mesures : 48,4 mm ;

soit un total sur les 5 semaines de 151,3 mm

Figure 12 : Pluviométrie enregistrée avant et pendant les 2 campagnes de mesures 2012

3.2 DETERMINATION DU TAUX DE RENOUVELLEMENT D'AIR DE L'ATELIER

Le taux moyen de renouvellement d'air dans l'atelier est estimé d'après les mesures réalisées le 8 mars et le 7 juin sur les quatre mâts AA1 à AA4 (cf. figure 13). Le renouvellement de l'air dans l'atelier est assuré par un extracteur d'air placé sur la façade ouest de l'atelier à 3,8 m de haut. Le débit est fixé pour atteindre un renouvellement d'un volume par heure. Les mesures consistent à suivre l'évolution dans le temps de la concentration d'un gaz traceur (SF6) suite à sa dilution dans l'atelier.

Le taux moyen de renouvellement d'air est évalué à 2,5 volumes par heure le 8 mars 2012.

Les valeurs apparaissent homogènes entre les quatre mâts, quelles que soient la hauteur considérée et la position du mât dans l'atelier. Le brassage de l'air engendré par le fonctionnement des convecteurs assure un taux de renouvellement de l'air homogène dans l'atelier. Des rafales de vent jusqu'à 6,7 m/s ont été enregistrées le jour de la mesure.

Le taux moyen de renouvellement d'air est de 1,7 volumes par heure tel que mesuré le 7 juin 2012.

Le taux de renouvellement d'air mesuré en juin apparaît moins homogène au sein de l'atelier au niveau des mâts avec : des taux compris entre 1,7 et 2 h⁻¹ sur les mâts AA1 et AA2 et entre 1,5 et 1,7 h⁻¹ sur les mâts AA3 et AA4 situés au nord de l'atelier. Cette hétérogénéité pourrait s'expliquer par l'observation de rafales de vent le jour de la mesure (jusqu'à 8,6 m/s le jour de la mesure).

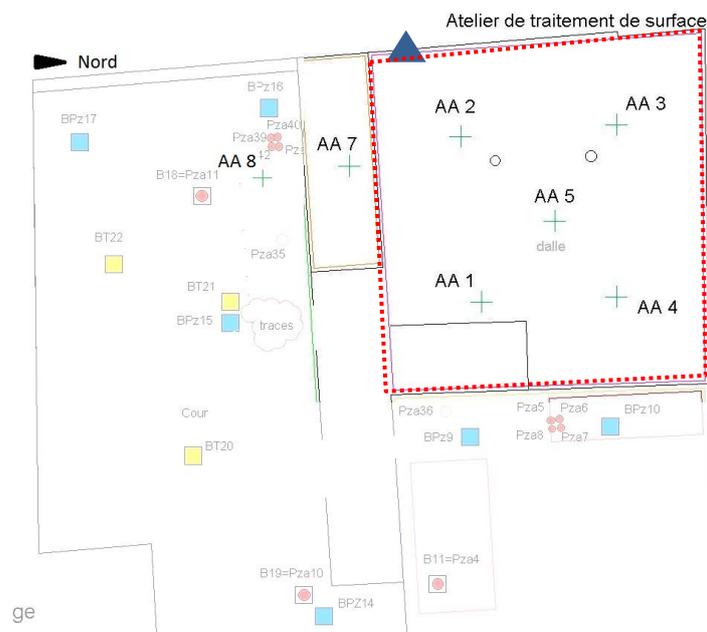


Figure 13 : Implantation des mâts dans l'atelier et à l'extérieur
(en pointillé rouge – les limites de l'atelier)

Le taux de renouvellement mesuré en mars, plus important que celui mesuré en juin reflète les effets conjugués du tirage thermique engendré par le chauffage et des rafales de vent.

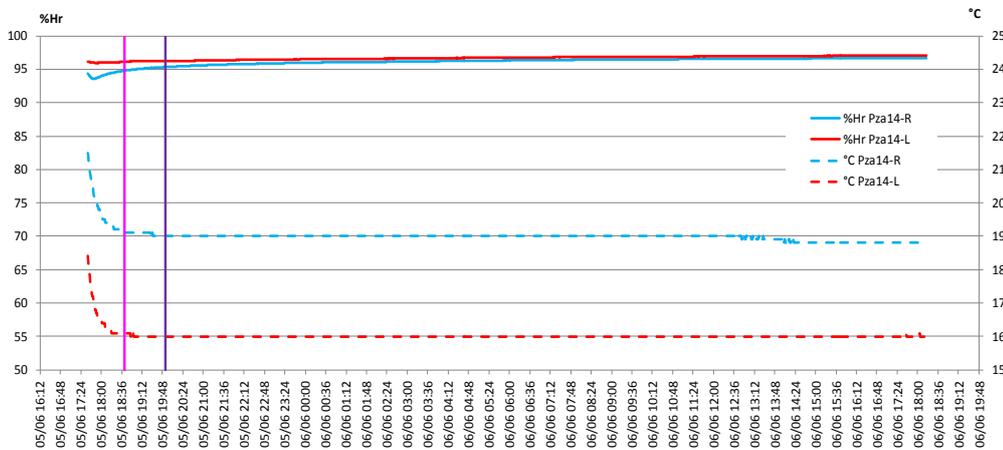
Il est à noter que les tests de perméabilité du bâtiment (§2.5) ont démontré que l'atelier pouvait être considéré comme « perméable ». Il ne peut pas être exclu que les rafales de vent observées aient fortement influencé le taux de renouvellement d'air, tout comme l'amplitude des pressions différentielles mesurées au droit des piézairs et ce jusqu'à 1 m de profondeur (voir section suivante).

3.3 PRESSION DIFFERENTIELLE, HUMIDITE ET TEMPERATURE MESUREES DANS LES PIEZAIRES

La température, l'humidité relative ainsi que la pression différentielle entre les gaz du sol et l'air intérieur de l'atelier ($P_{\text{piézair}} - P_{\text{intérieur atelier}}$) ont été mesurés dans les gaz du sol pendant les deux campagnes de mesure. Les capteurs sont placés en tête de puits de plusieurs designs de piézairs situés à l'intérieur de l'atelier (« double-crêpine » ; « doublet » ou « quadruplet » de piézairs ; en juin, seuls les piézairs (« double-crêpine ») ont été suivis). La précision des mesures d'humidité et de température est de 0,3 % (données constructeurs).

3.3.1 Humidité et température des gaz dans les piézairs

L'humidité relative et la température des gaz dans les piézairs « double-crépines » sont stables sur la période de mesure considérée (24h environ) comme illustré en Figure 14. Les phases de purge et d'échantillonnage des gaz du sol (avec un débit variant de 0,2 à 0,5 L/min) n'affectent pas les valeurs de ces deux paramètres.



Suivi de la température et de l'humidité sur piézair double crépine en juin 2012

Pour la campagne de mars, l'humidité relative est :

- globalement comprise entre 83 et 97 % pour la majorité des piézairs;
- selon le piézair considéré soit identique soit différente entre les limons et les remblais. Dans ce cas, l'humidité des limons est plus élevée de 10% par rapport à celle des remblais sus-jacents.

En mars, la température moyenne des gaz dans les piézairs est comprise entre 12 et 18°C. Selon les piézairs, les remblais affichent une température supérieure ou inférieure de 5 à 6°C par rapport aux limons sous-jacents.

Pour la campagne de juin, l'humidité relative est :

- comprise entre 94 et 97 % pour la majorité des piézairs. Des valeurs plus faibles comprises entre 88 et 90% sont observées au sud de l'atelier ;
- similaire entre les remblais et les limons superficiels au sein d'un même piézair.

En juin, la température moyenne des gaz dans les piézairs est comprise entre 16 et 22°C avec des valeurs dans les remblais de 2°C plus élevées que celles mesurées dans les limons sous-jacents.

Figure 14 : Température et humidité dans les gaz du sol

3.3.2 Pression différentielle des gaz du sol

La pression différentielle mesurée entre l'extérieur et l'intérieur de l'atelier affiche des valeurs variant de 4 Pa lors de la campagne hivernale (avec chauffage de l'atelier) à 0,7 Pa lors de la campagne estivale, comme indiqué dans le Tableau 9.

Pression différentielle	Mars 2012	Juin 2012
- entre l'extérieur et l'intérieur de l'atelier (Pa)	# 4 *	0,7
- entre les gaz du sol des remblais et l'intérieur de l'atelier (Pa)**	3,4	0,4
- entre les gaz du sol des limons superficiels et l'intérieur de l'atelier (Pa)**	2,5	0,3

* la dépression n'ayant pu être mesurée en mars 2012, une campagne analogue de chauffage a été conduite en mars 2013 et a permis d'estimer la dépression générée

** : valeurs moyennes sur 4 ouvrages (piézairs double-crépine/ doublet et quadruplet de piézair en mars ; piézairs double-crépine en juin)

Tableau 9 : Comparaison des dépressions moyennes entre l'air intérieur et l'air extérieur et entre les gaz du sol et l'air intérieur en périodes hivernale et estivale

La pression différentielle entre les gaz du sol proche de la dalle et l'intérieur de l'atelier est du même ordre de grandeur, avec des valeurs légèrement plus fortes dans les remblais que dans les limons sous-jacents au niveau des piézairs « double-crépine » (voir Tableau 9).

Une pression différentielle est mesurée à des profondeurs allant à 3,5 m dans une lithologie sableuse (voir résultats du quadruplet de piézairs dans Tableau 10), avec une valeur moyenne de 3,5 Pa mesurée dans les sables au niveau de pza33 (l'amplitude des valeurs min-max mesurées dans cet horizon plus perméable est la plus élevée).

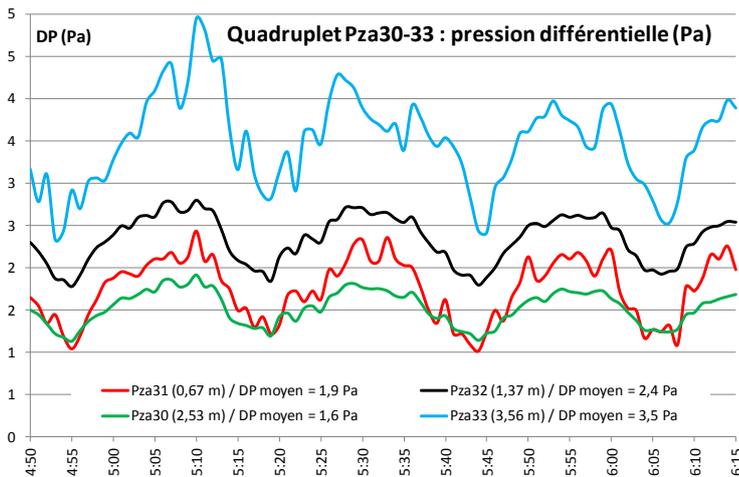


Figure 15 : Pression différentielle dans les gaz du sol sur le quadruplet pza30-33

La Figure 15 illustre la pression différentielle mesurée dans les 4 horizons, comprise entre 1,6 et 3,5 Pa. Cette dernière est plus élevée dans les sables et plus faible dans les horizons superficiels, confirmant la migration ascendante des vapeurs sous l'effet d'un flux convectif.

N.B. : quadruplet de piézair situé au sud-ouest de l'atelier sous dalle (absence de sol nu à proximité)

En terme de répartition spatiale, une pression différentielle plus faible est observée en mars au centre de l'atelier par rapport à la périphérie (facteur compris entre 1,1 à 1,7 selon l'horizon considéré). La même tendance est observée en juin.

La pression différentielle entre les gaz du sol et l'intérieur de l'atelier est relativement stationnaire sur une période de mesure donnée mais peut varier en fonction des paramètres suivants comme illustrés dans les tableaux et figures ci-dessous :

- purge du piézair et échantillonnage des gaz du sol ;
- chauffage de l'atelier ;
- pression atmosphérique.

Le Tableau 10 présente un suivi de la pression différentielle sur un quadruplet de piézair au niveau des 4 crépines pendant et en dehors des phases de purge du piézair et d'échantillonnage des gaz du sol (quadruplet situé au sud-ouest dans l'atelier sous dalle ; absence de sol nu à proximité).

Période en dehors de la purge et de l'échantillonnage

Période de mesures		du 6 mars 17h12 au 7 mars 9h26			
Piézair		Pza31	Pza32	Pza30	Pza33
Profondeur crépinée (m) et horizon correspondant		0,37 - 0,67 (remblais)	0,98-1,38 (limons)	2,03-2,53 (limons)	3,06-3,56 (sables)
Précision capteur (Pa)		2,5	0,2	0,2	0,1
Pression différentielle (Pa)	valeur minimale	0,4	0,9	-1,0	-0,8
	valeur médiane	1,9	2,4	1,6	3,5
	valeur moyenne	1,9	2,4	1,6	3,5
	valeur maximale	8,0	6,9	4,9	9,4
	écart-type	0,5	0,4	0,3	1,0

Pendant la phase de purge et d'échantillonnage, il est observé :

- une chute des pressions différentielles pouvant devenir négatives pendant la purge, phase nécessitant l'utilisation d'une pompe affichant un débit (0,22 à 0,5 l/min) plus élevé que celui du prélèvement proprement dit (0,1 l/min) ;
- la valeur la plus négative atteinte est - 7,2 Pa au droit des limons superficiels ;
- les valeurs moyennes des pressions différentielles sont globalement plus faibles que celles observées en dehors de ces phases ; la différence est comprise entre 0,3 et 1,3 Pa. Cette différence reste toutefois non significative du fait des écart-types élevés.

Phase de purge et d'échantillonnage

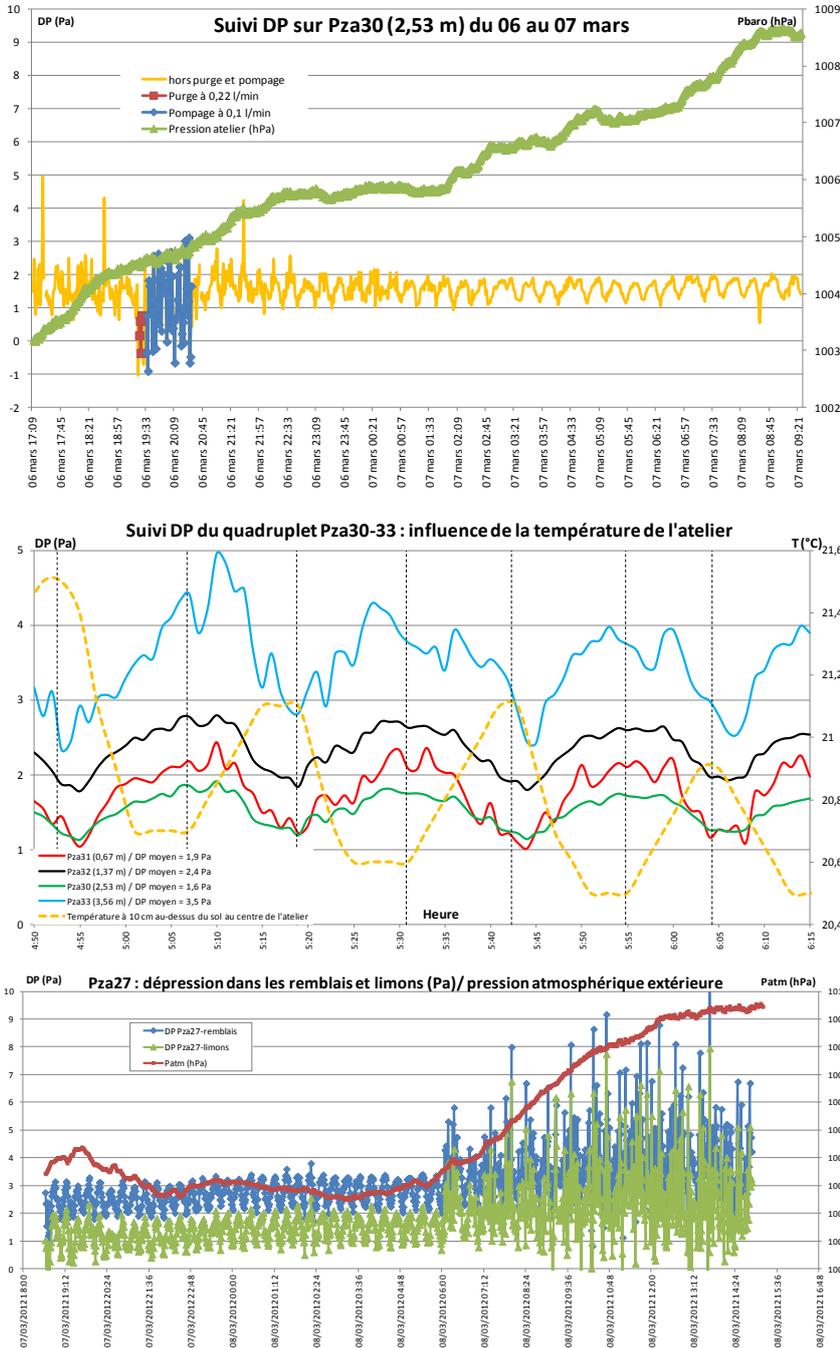
Piézair		Pza31 ^(a)	Pza32 ^(b)	Pza30 ^(a)	Pza33 ^(b)
Profondeur crépinée (m) et horizon correspondant		0,37 - 0,67 (remblais)	0,98-1,38 (limons)	2,03-2,53 (limons)	3,06-3,56 (sables)
Précision capteur (Pa)		2,5	0,2	0,2	0,1
Pression différentielle (Pa)	valeur minimale	-0,6	-7,2	-0,9	-1,4
	valeur médiane	1,6	2,2	1,0	2,0
	valeur moyenne	1,6	1,9	1,1	2,2
	valeur maximale	4,6	4,4	3,1	7,4
	écart-type	0,9	1,4	1,0	1,8

^(a) : débit de la purge (0,22 l/min) et débit de prélèvement (0,1 l/min)

^(b) : débit de la purge (0,5 l/min) et débit de prélèvement (0,1 l/min)

Tableau 10 : Comparaison des dépressions entre les gaz du sol sous bati et l'air intérieur lors des périodes hivernale et estivale

La Figure 16 illustre les variations de la pression différentielle (DP) en fonction des paramètres influant cités précédemment.



Effet de la purge et de l'échantillonnage²⁰ (mars 2012) : ces 2 étapes effectuées à un débit de 0,22 L/min pour la purge et 0,1 L/min pour le prélèvement engendrent des perturbations au niveau de la pression différentielle avec des amplitudes de valeurs accrues. L'effet ne se prolonge pas à la fin de la purge et de l'échantillonnage

Effet du chauffage (mars 2012) : la cyclicité des convecteurs de chauffage engendre une cyclicité sur la pression différentielle mesurée au niveau des 4 profondeurs crépinées sur un « quadruplet de piézair ».

Effet de la pression atmosphérique²¹ (mars 2012) : lors d'une brusque variation de la pression atmosphérique, associée à des rafales de vent, l'amplitude des valeurs de la pression différentielle est accrue aussi bien dans les remblais (0,5m de profondeur) et dans les limons (1,2 m de profondeur)

Figure 16 : Effets sur la pression différentielle des gaz du sol

²⁰ Quadruplet de piézair pza30 à 33 situé au sud-ouest de l'atelier, sous dalle (absence de sol nu à proximité)

²¹ Piézair double crépine situé au centre de l'atelier de traitement de surface

Concernant les pressions différentielles, la fréquence élevée des oscillations au cours du temps et leur amplitude plus ou moins marquée nous amène à considérer les conditions atmosphériques extérieures (pression barométrique, rafales de vent) et intérieures (différence de température dans et en dehors de l'atelier) comme des éléments nécessaires pour la compréhension des phénomènes de convection en œuvre lors des mesures de concentration. Les plus fortes pressions différentielles sont mesurées à la périphérie de l'atelier et non en son centre, laissant suggérer pour le phénomène de convection est lié, soit à une rupture d'équilibre pouvant être due aux conditions atmosphériques extérieures « ponctuelles » telles que les rafales de vent, soit à des hétérogénéités des terrains perturbant les champs dépressionnaires.

4. CONCENTRATIONS ET FLUX DE PCE

En présence majoritaire de PCE, les valeurs PID ont été transformées en équivalent PCE (noté PCE_{éq} dans le reste du document) sur la base du facteur de correction transmis par le fournisseur (0,57). Ainsi 10 ppm est équivalent à $10 \times 0,57 \times 6,9 = 39,3 \text{ mg/m}^3$ (avec un poids moléculaire du PCE de 165,6 g/mol et un volume molaire de 24 L/m^3 à 20°C).

4.1 CONCENTRATIONS DANS LA MATRICE SOL

Que ce soit dans le cadre du projet FLUXOBAT ou de l'étude de la reconversion même du site (projet financé par l'ADEME), de nombreux sondages (38 en plus des piézais) et analyses de sols (170) ont été réalisés sur le site et dans sa zone d'impact en périphérie.

Les sondages ont été réalisés par carottier sous gaine avec prélèvement des échantillons suivant les règles de l'Art²² (utilisation d'un emporte-pièce et conditionnement dans des flacons préalablement remplis de méthanol). Préalablement au choix des échantillons à analyser, l'ensemble des carottes de sol a fait l'objet de mesures au PID par pas de l'ordre de 20 cm comme illustré en Figure 17 (sur le Bpz5 en limite sud-ouest de l'atelier, voir Figure 4).

Les analyses de concentrations en PCE sur les échantillons de sol ont été réalisées suivant la norme ISO NF 22155. Les résultats sont présentés sur la Figure 18 en fonction de la profondeur de la mesure.

Il ressort des teneurs totales en PCE dans les échantillons de sols très variables dans l'espace. L'interprétation de ces concentrations au regard de la présence ou non de phase organique est présentée ci-dessous.

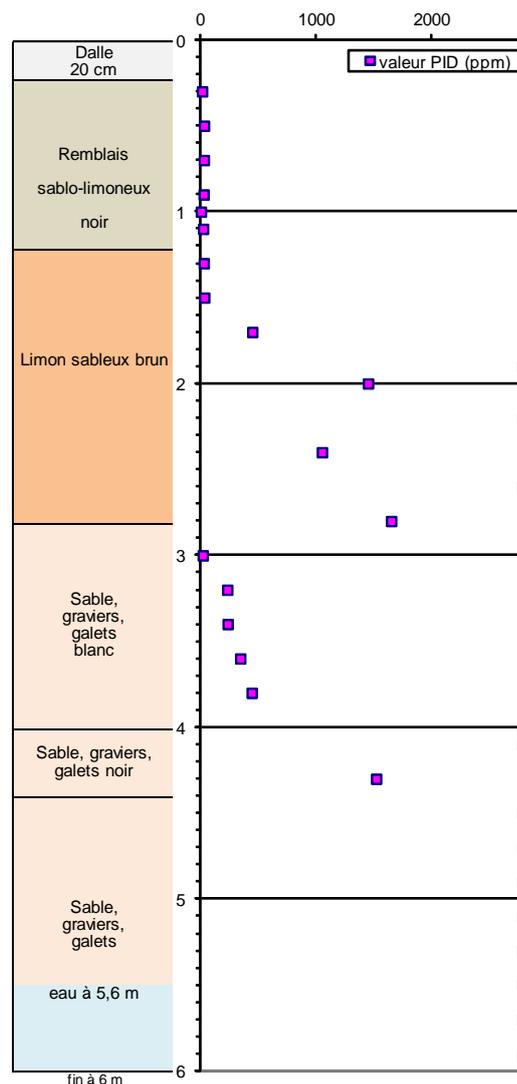
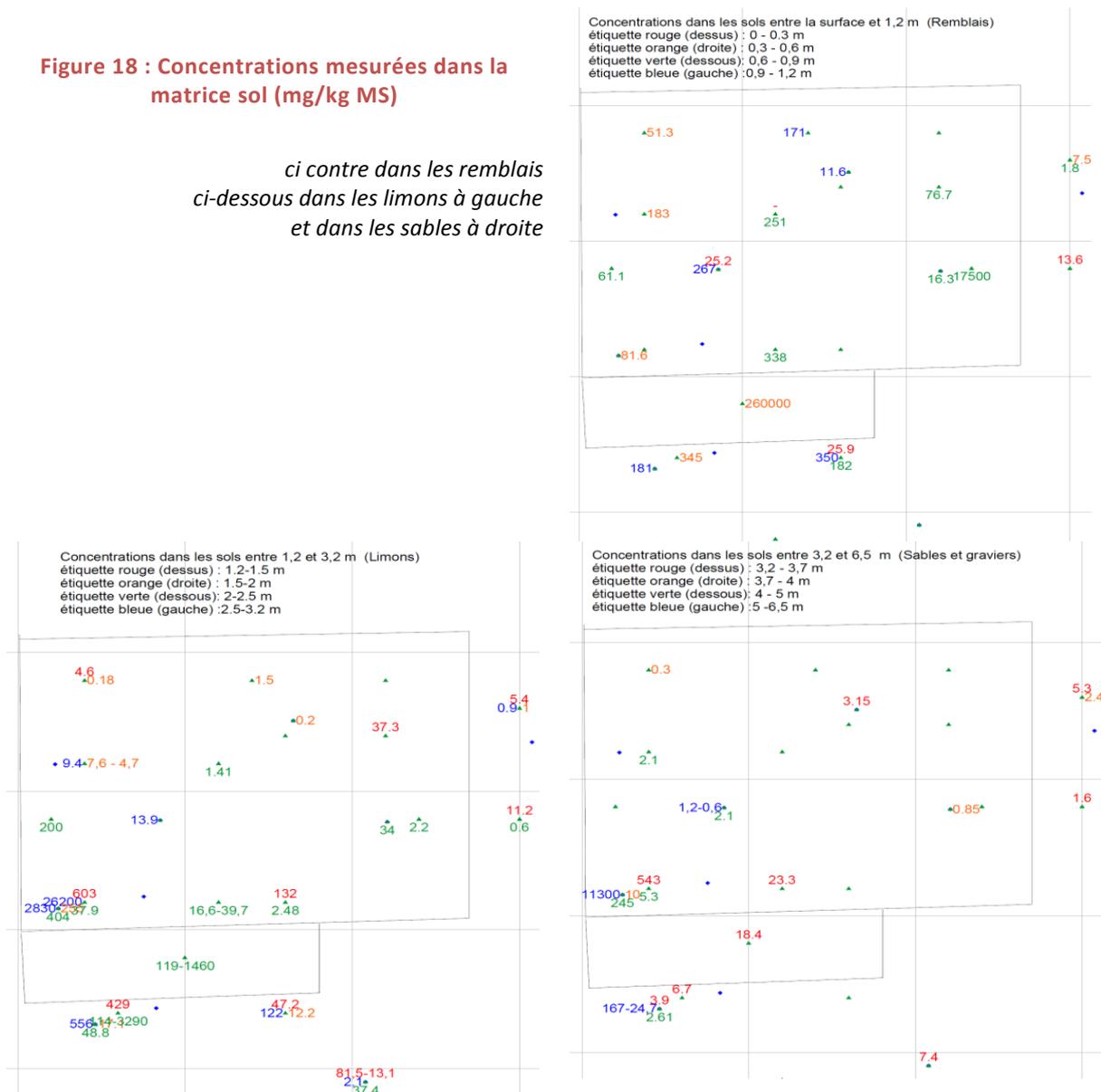


Figure 17 : Valeurs PID sur une carotte de sol (Bpz5)

²² MACAOH, 2006. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques. Guide méthodologique.

Figure 18 : Concentrations mesurées dans la matrice sol (mg/kg MS)

*ci contre dans les remblais
ci-dessous dans les limons à gauche
et dans les sables à droite*



La ‘caractérisation de la source’ est importante autant pour la compréhension des transferts de la pollution (et son évolution) sur le site que pour définir des conditions initiales / aux limites pour la modélisation. Pour les besoins de cette dernière, il s’agit de répondre aux questions : Où se situe la source ? Quelles sont les concentrations dans l’air des sols au niveau de la source ? La source ici recherchée correspond aux terrains contenant de la phase organique (Non Aqueous Phase Liquid, NAPL).

Pour définir cette zone, le logiciel OREOS²³ est utilisé. Ce logiciel calcule la répartition des composés organiques dans les phases eau, air, solide et, éventuellement, la phase organique d’un échantillon de sol à partir i) des concentrations de ces composés dans les échantillons de sols prélevés dans les ouvrages ; ii) des caractéristiques pétro-physiques des différentes formations. Il permet en outre de déterminer si la phase organique est présente dans les échantillons et en quelle quantité ainsi que les concentrations d’ « apparition » dans les sols c’est-à-dire les concentrations à partir desquelles la phase organique est présente dans les échantillons. Les données utilisées pour le calcul sont présentées dans le Tableau 11 et sur la Figure 19, elles sont toutes issues d’analyse d’échantillons prélevés sur la zone d’étude. Les résultats sont présentés en termes de saturation en NAPL dans les limons et les sables (Figure 19). Il est à noter que ce travail a également été réalisé pour les échantillons des remblais (non cartographié). Les concentrations d’apparition en NAPL sont estimées à 400 mg/kg dans les remblais, 160 mg/kg dans les limons et à 118 mg/kg dans les sables.

²³ Logiciel développé par BURGEAP, pour plus d’information : www.oreos-software.com

	Porosité (%)			foc (10E-3)		
	moyenne	min	max	moyenne	min	max
Limons	35.3	31	39.4	3.2	1.2	6.3
Sables & Gravier	25.6	20	35	1.4	0.5	2.4

Tableau 11 : Paramètres pétrophysiques pour la caractérisation de la source

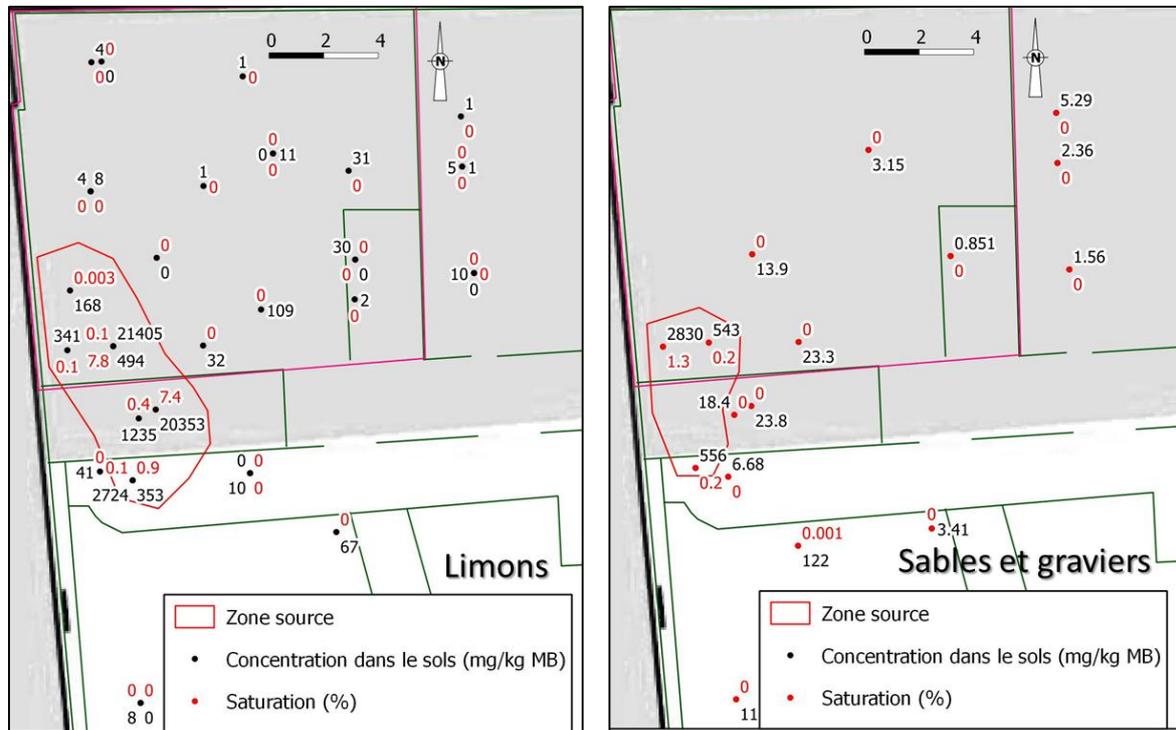


Figure 19 : Concentration en PCE dans les sols et saturation de phase organique (à gauche dans les limons ; à droite dans les sables)

4.2 CONCENTRATIONS DANS LA NAPPE

Dans le cadre de l'étude des impacts du site atelier sur son voisinage²⁴, un réseau de piézomètre a été réalisé. Ces ouvrages ont fait l'objet d'un suivi de niveau de nappe et d'un suivi des concentrations dans la nappe, les concentrations mesurées en juin 2011 et mars 2012 sont présentées en Figure 20 (en rouge les limites de l'atelier).

Les concentrations dans la nappe apparaissent relativement stables dans le temps (moins d'un facteur 3 entre les différentes campagnes réalisées). Au droit de l'atelier la concentration en PCE varie dans l'espace de 300 µg/l (nord) à 55 000 µg/l (extrémité sud-est) au droit d'un ouvrage présentant de la phase organique dans les sables.

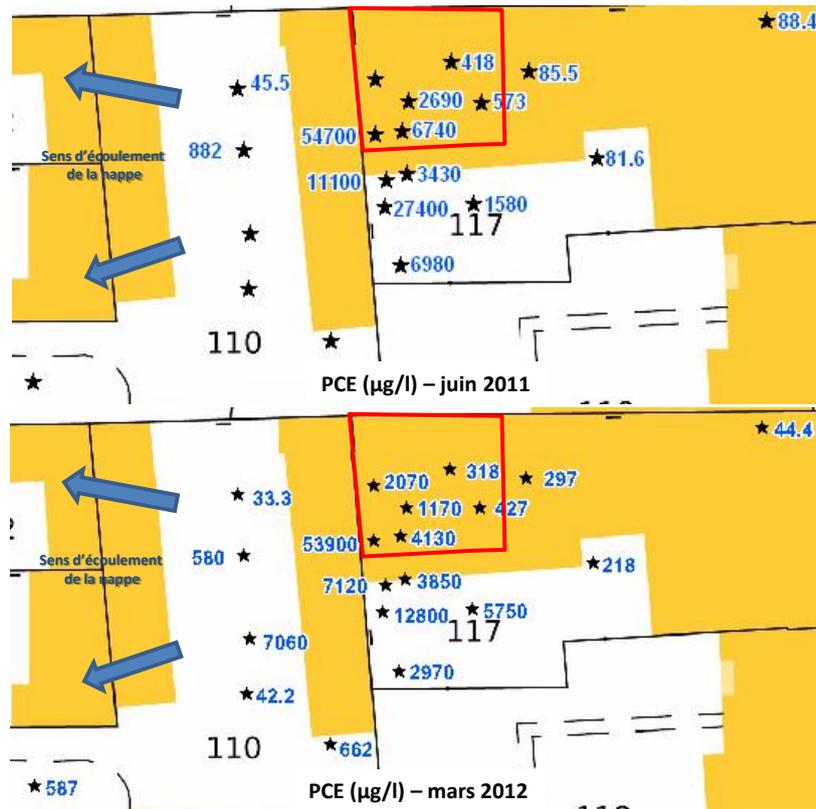


Figure 20 : Concentration en Pce dans la nappe en juin 2011 et mars 2012 (µg/l)

4.3 CONCENTRATIONS EN PCE DANS LES GAZ DU SOL

A chaque campagne de mesure (mars et juin 2012), le PCE est analysé dans les 42 échantillons de gaz issus des ouvrages permanents. Les gaz du sol ont été prélevés de manière active (flexible en sortie de la tête du puits raccordé à une pompe GILAIR faible débit) et captés sur des tubes de charbon actif (type Orbo 32). Le débit des pompes était de 0,1 L/min et le prélèvement s'est étendu sur une durée de 60 min environ. Sur la totalité du site (atelier, autres bâtiments et zones extérieures), les concentrations mesurées en PCE dans les gaz du sol sont comprises pour la campagne de :

- mars 2012 entre la limite de quantification du laboratoire (de 0,3 à 6,5 mg/m³ selon les dilutions) et 9 372 mg/m³ (concentration maximale observée à l'extérieur de l'atelier, au sud-ouest, piézair crépiné dans les sables). ;
- juin 2012 entre 0,7 et 3 086 mg/m³ (concentration maximale observée à l'intérieur de l'atelier dans l'angle sud-ouest, piézair crépiné dans les sables).

Les concentrations dans les gaz du sol sont élevées à proximité de la source et apparaissent cohérentes avec celles mesurées dans les sols et les eaux souterraines.

Parallèlement, plusieurs campagnes ont été réalisées sur une sélection d'ouvrages à l'aide d'un PID afin d'apprécier la variabilité temporelle des valeurs.

²⁴ Projet financé par l'ADEME

4.3.1 Répartition verticale du PCE dans les gaz du sol

La répartition verticale du PCE en fonction de la lithologie (remblais-limons-sables) est obtenue par la mesure des concentrations dans les gaz du sol au niveau des quatre quadruplets de piézairs suivis (cf. Figure 21). Sont reportées les valeurs PID (ppm) mesurées après la purge du piézair (en pointillé) et après le prélèvement actif (en trait plein) pour les 2 campagnes.

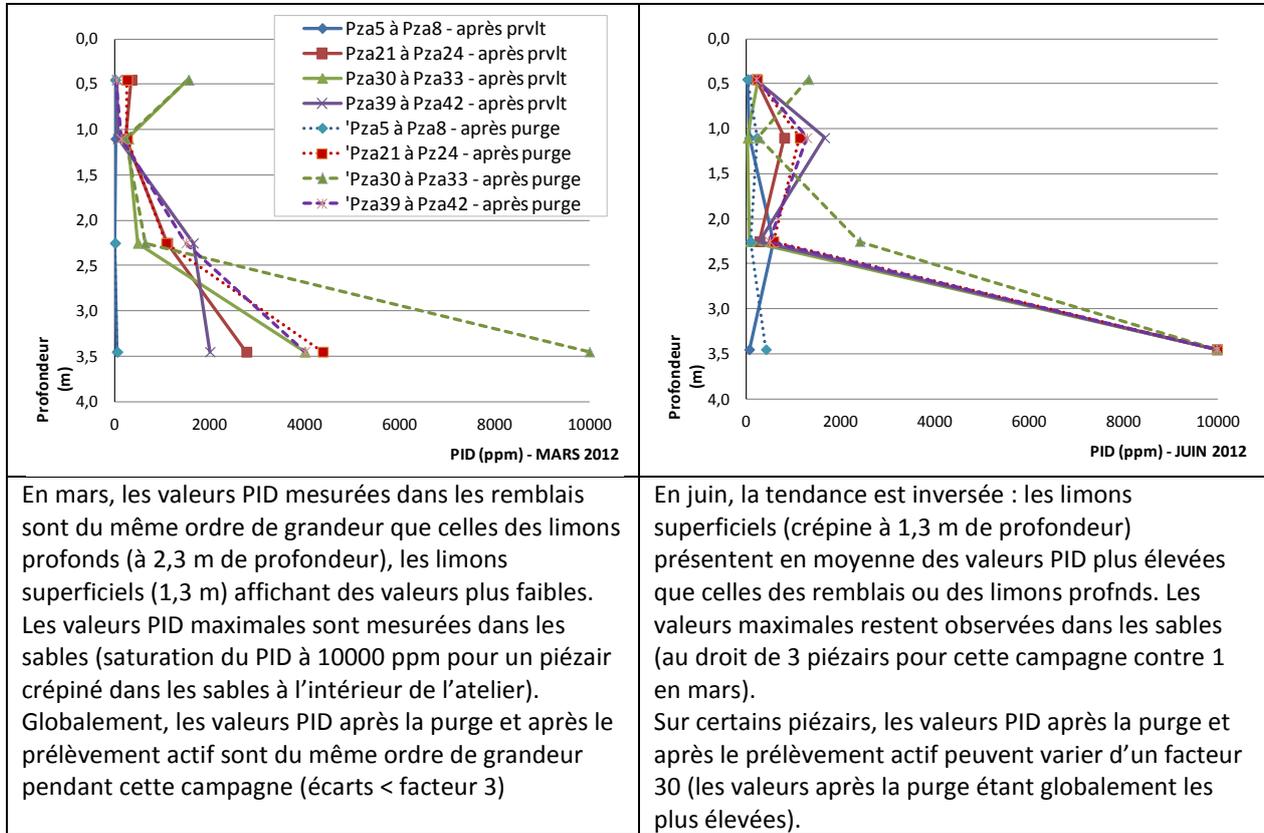


Figure 21 : Teneur en PCE dans les gaz du sol – quadruplet de piézairs (mars et juin 2012)

La détection et la quantification du PCE dans les gaz du sol révèle une migration verticale du PCE comme illustré en Figure 19, sur ces deux quadruplets, les concentrations les plus élevées sont mesurées dans l'horizon le plus perméable des sables.

4.3.2 Répartition spatiale du PCE dans les gaz du sol

Les tableaux suivants présentent les concentrations en PCE dans tous les ouvrages permanents pour la campagne de mars 2012 (tableau 12) et pour la campagne de juin (tableau 13). Ils sont repris également en Figure 22 et Figure 23.

Mars 2012

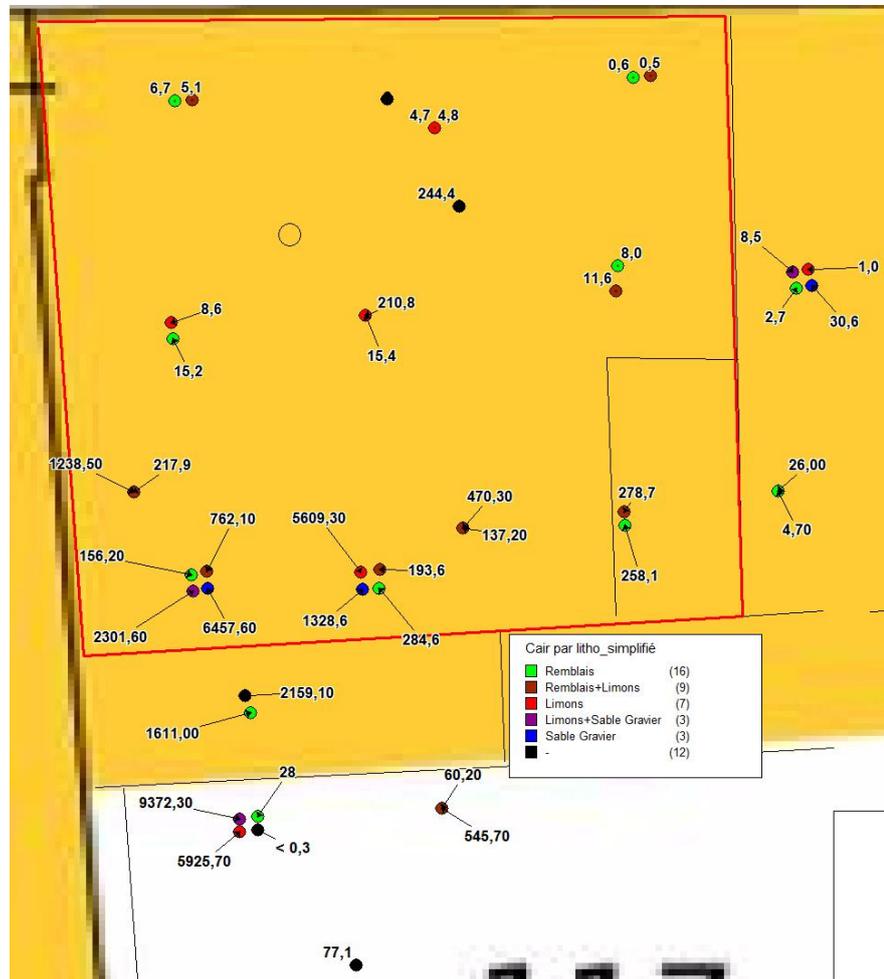


Figure 22 : Concentrations mesurées ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les gaz de sols en mars 2012

Concernant l'influence du design des piézairs sur les concentrations, il ressort du tableau 12 pour la campagne de mars 2012 que :

- au droit des piézairs de type « double-crépine », les remblais présentent des concentrations en PCE inférieures à celles des limons superficiels sous-jacents, excepté au droit d'un piézair pour lequel les valeurs sont similaires ; et ce quelle que soit la position des piézairs par rapport à la source sol ;
- au droit des « doublets » de piézairs, les gaz du sol prélevés dans les remblais et les limons superficiels présentent des concentrations en PCE similaires, excepté au droit d'un piézair pour lequel la concentration dans les remblais est supérieure, et inversement pour un autre piézair ;
- les concentrations en PCE mesurées dans les piézairs crépinés sur toute la hauteur (ou simple crépine) ne reflètent pas celles mesurées dans les piézairs « double-crépine » les plus proches : le simple crépine pza15 présente une concentration de $244,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ très supérieure à celle du double crépine pza14b (d'environ 2 ordres de grandeur) situé en amont mais similaire au double crépine pza27 situé plus en aval dans l'atelier. Quant au piézair simple crépine pza11, la concentration mesurée est proche de celle mesurée dans les remblais au droit du piézair double crépine pza35 mais sept fois plus faible que celle mesurée dans les limons.

Typologie de piézair	Numéro de piézair	Distance à la source (m)*	Remblais (0,3-0,6 m)	Limons (0,9-1,3 m)	Limons (2,0-2,5 m)	Sables (3,2-3,7 m)
Quadruplet de piézair	pza5 à 8	~15	2,7	8,5	1,0	30,6
	pza21 à 24	~0	284,6	193,6	5 609,3	1 328,6
	pza30 à 33	~0	156,2	762,1	2 301,6	6 457,6
	pza39 à 42	~0	27,6	nm	5 925,7	9 372,3
Piézairs de type « double-crêpine »	pza36	~10	4,7	26,0		
	pza20	~2	217,91	1 238,5		
	pza34	~2	137,2	470,3		
	pza35	~2	60,2	118,7		
	pza14b	~10	4,8	4,7		
	pza27	~5	15,4	210,8		
Doublets de piézairs	pza12/13	~15	0,6	0,5		
	pza16/17	~8	5,1	6,7		
	pza18/19	~4	15,2	8,6		
	pza28/29	~8	11,6	8,0		
	pza37/38	~10	1 611,0	2 159,1		
Piézairs crépinés sur toute la hauteur	pza15	~0	244,4			
	pza11	~9	77,1			
		~5				

* distance minimale retenue sur la base du binôme concentration-lithologie (la concentration étant fonction de la lithologie)

Tableau 12 : Concentrations en PCE (mg/m³) dans les gaz du sol en fonction de la profondeur et de la lithologie – campagne de mars 2012

En mars 2012, les constats suivants peuvent être tirés pour chaque horizon :

- au niveau des remblais, les concentrations les plus faibles en PCE dans les gaz du sol sont rencontrées dans cet horizon. En moyenne sur la totalité des piézairs concernés, la concentration en PCE s'élève à 176 mg/m³ (sous l'atelier la concentration moyenne pondérée de la surface représentée par les différents piézairs est de 87 mg/m³) ; la concentration maximale atteinte est de 1 611 mg/m³ (hors atelier, façade sud-ouest, au plus près de la source sol) ;
- au niveau des limons superficiels, la concentration est plus élevée en PCE dans les gaz du sol, avec une moyenne de 395 mg PCE/m³. La concentration maximale atteint 2 160 mg/m³ sous l'auvent attenant ;
- au niveau des limons profonds, la concentration en PCE dans les gaz du sol augmente significativement, avec une moyenne de 3 459 mg /m³ pour les quatre piézairs concernés. La concentration maximale atteint 5 926 mg /m³ (en extérieur, à 3 mètres au sud de l'atelier) ;
- au niveau des sables, la concentration en PCE dans les gaz du sol est également élevée, avec une moyenne de 4 297 mg /m³ pour les quatre piézairs concernés. La concentration maximale atteint 9 372 mg /m³ (hors atelier, sous l'auvent attenant).

Juin 2012

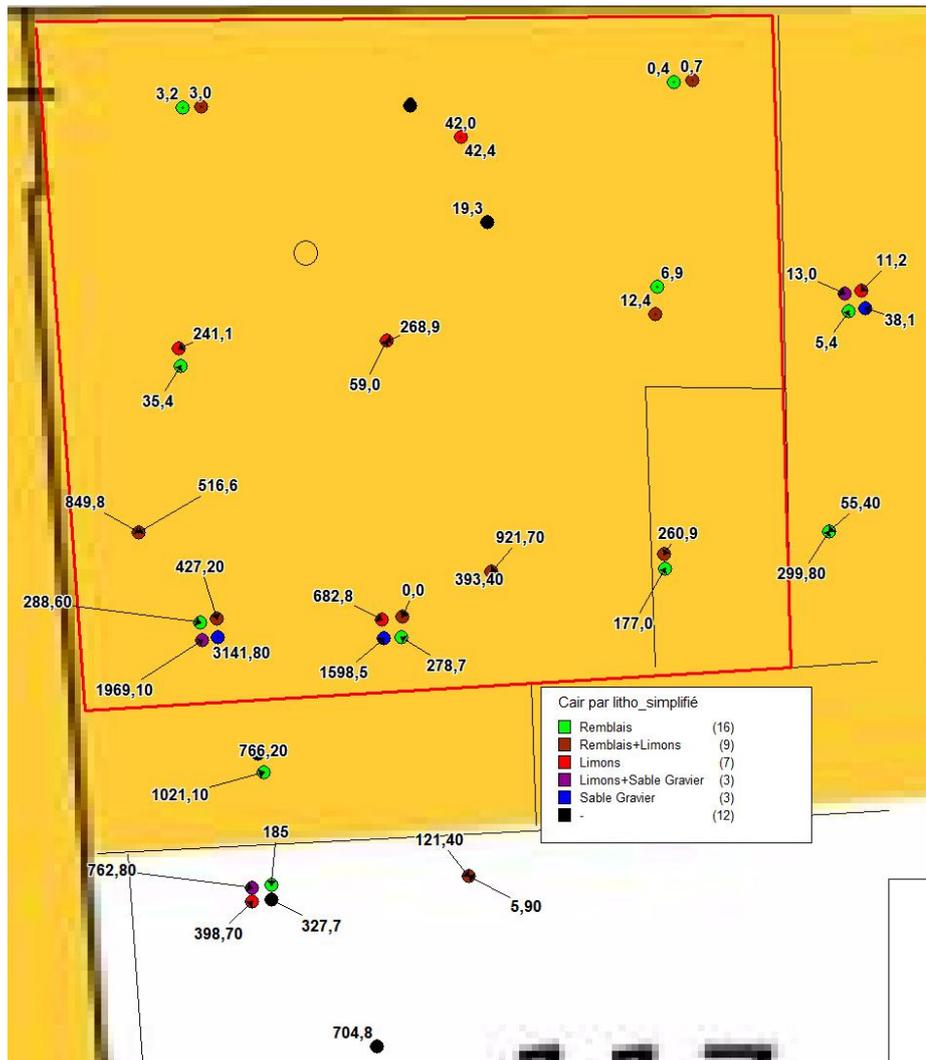


Figure 23 : Concentrations mesurées ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les gaz de sols en juin 2012

Concernant l'influence du design des piézaires sur les concentrations, il ressort du tableau 13 pour la campagne de juin 2012 que :

- au droit des piézaires de type « double-crépine », les remblais peuvent présenter des concentrations en PCE significativement supérieures à celles des limons sous-jacents. C'est le cas des piézaires situés en dehors de l'atelier ; au plus près de la source sol, les concentrations en PCE dans les limons superficiels sont supérieures à celles des remblais (pza20, pza34 et pza27) ;
- au droit des « doublets » de piézaires, les concentrations en PCE dans les gaz du sol sont similaires entre les remblais et les limons superficiels pour les piézaires éloignés de la source sol (pza12/13 et pza16/17). En se rapprochant de la source sol, les limons superficiels affichent des concentrations en PCE supérieures par rapport aux remblais (pza25/26 et pza18/19). En revanche, au plus près de la source sol, au droit de pza37-38, ce sont les remblais qui présentent la concentration la plus élevée de PCE dans les gaz du sol par rapport aux limons ; ces concentrations reflèteraient les observations de terrain indiquant un piézair bouché et une crépine en mauvais état ;
- les concentrations en PCE mesurées dans les piézaires crépinés sur toute la hauteur sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les piézaires situés à proximité. C'est le cas pour pza11 ($670,6 \text{ mg}/\text{m}^3$) situé à proximité du quadruplet pza40 (crépiné dans les sables avec $770,4 \text{ mg}/\text{m}^3$) ; ces ouvrages sont localisés en zone extérieure au sud de l'atelier. Pour ce qui est de pza15 ($19,4 \text{ mg}/\text{m}^3$), la concentration est plus faible d'un facteur 2 par rapport à pza14b, affichant 41 à 42 mg/m^3 dans les remblais et limons superficiels (absence de quadruplet à proximité) ; ces deux ouvrages sont localisés dans l'atelier.

Typologie de piézairs	Numéro de piézair	Distance à la source (m)*	Remblais (0,3-0,6 m)	Limons (0,9-1,3 m)	Limons (2,0-2,5 m)	SABLES (3,2-3,7 M)
Quadruplet de piézair	pza5 à 8	~15	5,1	13,0	11,2	37,4
	pza21 à 24	~0	275,4	440,3	667,5	1 568,7
	pza30 à 33	~0	279,3	418,2	1 923,0	3 086,3
	pza39 à 42	~0	173,6	328,3	385,8	770,5
Piézairs de type « double-crépine »	pza36	~10	293,1	54,7		
	pza20	~2	521,8	820,2		
	pza34	~2	381,9	877,0		
	pza35	~2	118,7	5,8		
	pza14b	~10	41,7	41,0		
	pza27	~5	59,1	265,7		
Doublets de piézairs	pza12/13	~15	0,4	0,7		
	pza16/17	~8	2,9	3,2		
	pza18/19	~4	35,0	241,6		
	pza25/26	~8	172,3	246,0		
	pza28/29	~10	11,7	6,8		
	pza37/38	~0	1 003,0	748,2		
Piézairs crépinés sur toute la hauteur	pza15	~9	19,4			
	pza11	~5	670,6			

* distance minimale retenue sur la base du binôme concentration-lithologie (la concentration étant fonction de la lithologie)

Tableau 13 : Concentrations en PCE (mg/m³) dans les gaz du sol en fonction de la profondeur et de la lithologie rencontrée – campagne de juin 2012

En juin 2012, les constats suivants peuvent être tirés pour chaque horizon :

- au niveau des remblais, les concentrations maximales en PCE sont localisées en dehors de l’atelier, au sud de ce dernier (pza37 : 1 000 mg/m³ –est mesuré sous l’auvent attenant) et puis sur les ouvrages au sud ouest pza20 et pza34. En moyenne sur la totalité des piézairs crépinés dans les remblais, la concentration en PCE s’élève à 211 mg/m³ (sous l’atelier la concentration moyenne pondérée de la surface représentée par les différents piézairs est de 129 mg/m³) ;
- au niveau des limons superficiels, une distribution plus homogène du PCE est observée, légèrement plus étendue que dans les remblais, avec des concentrations plus faibles mais globalement du même ordre de grandeur entre les trois piézairs mentionnés ci-dessus (concentration comprise entre 748 et 820 mg/m³). La concentration moyenne dans cet horizon est de 282 mg/m³;
- au niveau des limons profonds, la concentration moyenne mesurée sur les quatre piézairs concernés est de 747 mg/m³, sur l’un d’entre eux situé au sud ouest de l’atelier (pza30) une augmentation significative est observée par rapport aux limons superficiels (concentration maximale atteint 1 923 mg/m³) ;
- au niveau des sables, des concentrations plus élevées sont observées. La moyenne des concentrations est de 1 366 mg/m³ pour les quatre piézairs concernés. La concentration maximale atteint 3 086 mg/m³ (pza33, situé au sud-ouest de l’atelier).

4.3.3 Variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol

Le suivi des valeurs PID relevées ponctuellement de mars 2012 à juillet 2013 au sein du quadruplet de piézairs situé en dehors des bâtiments dans ou en limite de la source tel qu'illustré en Figure 24 révèle la forte variabilité des valeurs

PID (ici transformées en équivalent PCE mg/m^3) dans les horizons investigués. Il est noté approximativement entre les valeurs minimales et maximales de ces 11 mesures un facteur de :

- 25 dans les remblais ;
- 17 dans les limons superficiels ;
- 40 dans les limons profonds ; et
- 10 dans les sables.

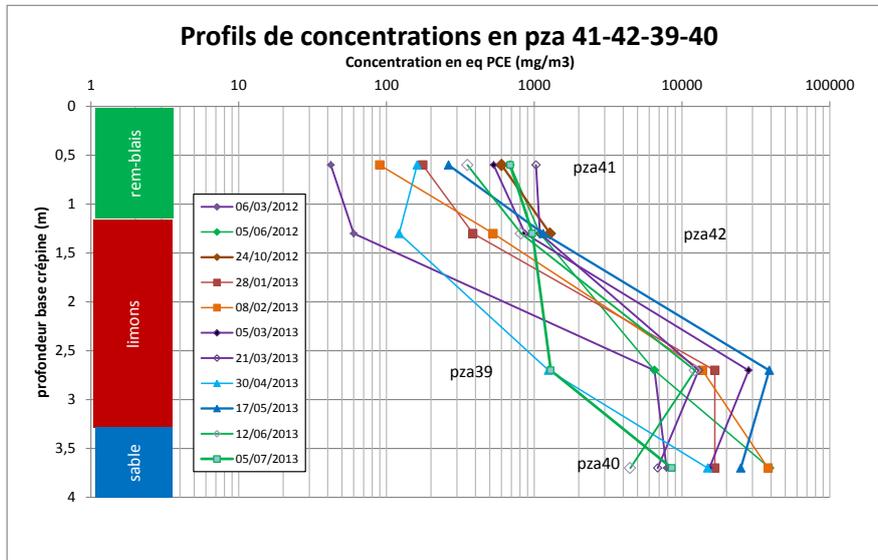


Figure 24 : Suivi sur 16 mois des composés volatils dans les gaz du sol – quadruplet de piézairs situé près de la source

Le profil des valeurs PID au cours du temps diffère pour un quadruplet situé dans les bâtiments (à environ 15 mètres de la source), tel qu'illustré en Figure 25. Sur les 6 mesures réalisées de mars 2012 à juillet 2013, il est noté entre les valeurs minimales et maximales un facteur :

- entre 5 et 10 dans les remblais, les limons superficiels et les sables ;
- de 200 dans les limons profonds.

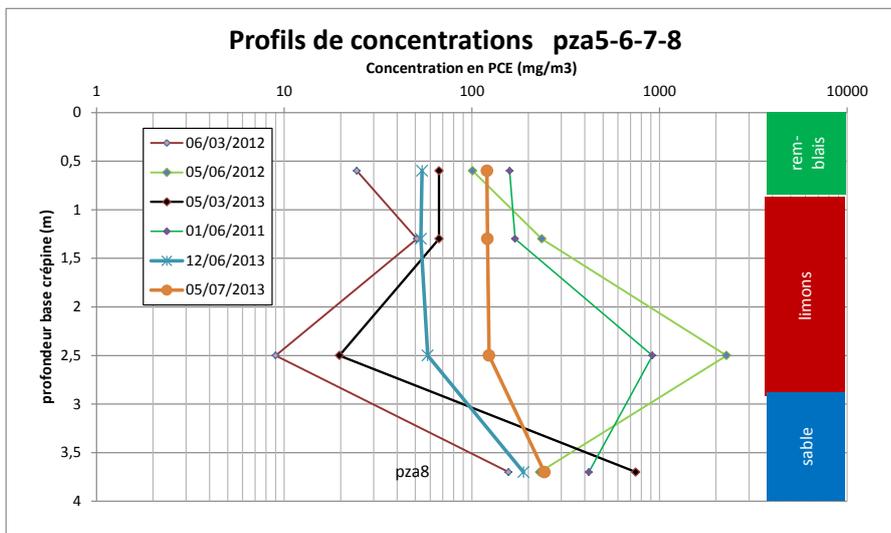


Figure 25 : Suivi sur 16 mois des composés volatils dans les gaz du sol – quadruplet de piézair à 15 mètres de la source sous bâtiment

4.4 DETERMINATION DES FLUX SURFACIQUES

4.4.1 Flux surfaciques à l'intérieur de l'atelier

Les flux surfaciques ont été estimés dans l'atelier sur la base d'un maillage régulier (150x150 cm) sur la totalité de l'atelier soit un total de 72 mesures. Les mesures ont eu lieu les 7 mars et 6 juin 2012 et ont consisté à estimer le flux des composés volatils à l'aide d'une chambre à flux sur laquelle était raccordé un détecteur PID qui assure la recirculation des gaz dans l'enceinte (l'air pompé par le PID est ré-injecté dans la chambre). La chambre est posée sur la surface (et n'a pas été étanchée en périphérie) et la lecture des valeurs PID se fait au cours du temps, les mesures ayant duré en moyenne 5 minutes en mars et 10 minutes en juin, ces écarts expliquant les limites de détection différentes. Le débit du détecteur PID était de 0,5 l/min.

La Figure 26 rappelle les conditions météorologiques rencontrées avant et pendant la détermination des flux surfaciques mesurés à l'intérieur de l'atelier en mars et juin 2012.

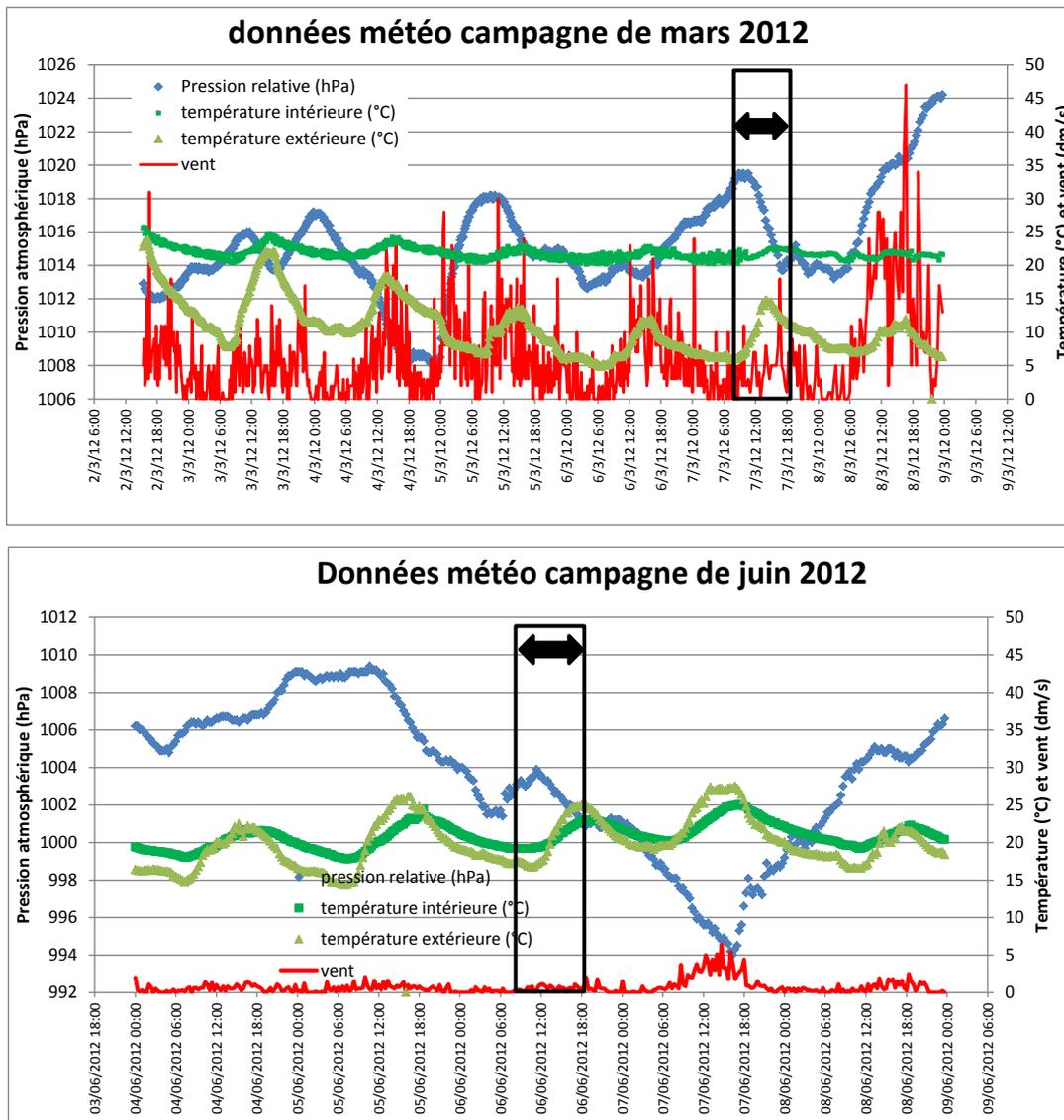
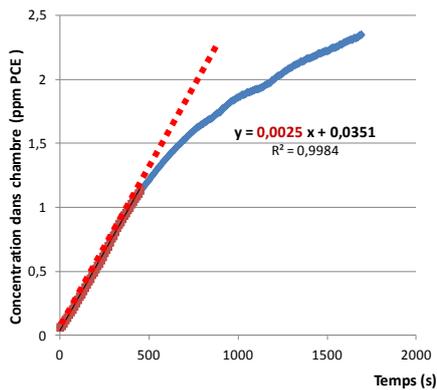


Figure 26 : Conditions météorologiques avant et pendant les mesures de flux surfaciques (mars et juin 2012)



La Figure 27 illustre l'évolution de la concentration mesurée à l'aide du PID dans la chambre permettant la détermination du flux des composés volatils au travers de la dalle. La pente de la droite (ici en rouge) est déterminée par régression linéaire (seules les données en rouge ont été retenues) et correspond au flux surfacique (ici 0,0025 ppm PCE/s soit 1,6 µg PCE éq/m².s)

Figure 27 : Détermination du flux surfacique

Les deux figures suivantes présentent les flux surfaciques mesurés en mars (Figure 28) et juin 2012 (Figure 29) dans l'atelier.

N ↑	< 0,08	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,04	< 0,10	
	< 0,14	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,10	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,06	
	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	
	< 0,12	< 0,08	< 0,12	< 0,12	0,23	< 0,12	< 0,08	< 0,12	< 0,12	
	< 0,08	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,10			
	extracteur	< 0,02	< 0,12	< 0,12	< 0,12	0,73	< 0,12	< 0,14	< 0,12	< 0,12
		< 0,12	2,08	0,44	1,63	< 0,12	< 0,12	< 0,10	< 0,12	< 0,12
		< 0,12	< 0,04	0,39	< 0,12	< 0,12	< 0,06	< 0,14	< 0,12	< 0,06
										porte

- cases en noir = absence de mesure
 - cases en rouge les flux maximaux en mars avec une gradation de couleur vert/jaune/orange pour les valeurs intermédiaires
 Limite de quantification comprise entre 0,06 et 0,14 µg PCE_{éq}/m².s

Figure 28 : Flux surfaciques en mars 2012 dans l'atelier en µg PCE_{éq}/m².s

N ↑	< 0,06	< 0,05	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	
	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,06	< 0,05	0,14	< 0,05	< 0,06	< 0,05	
	< 0,06	< 0,05	< 0,05	0,10	< 0,05	< 0,06	< 0,05	< 0,06	< 0,06	
	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,06	< 0,06	
	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,06	< 0,06	0,08	< 0,06	< 0,06		
	extracteur	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,06	0,30	< 0,06	< 0,06	0,08	< 0,06
		< 0,05	0,25	0,36	0,20	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,06	< 0,05
		< 0,06	< 0,06	0,23	< 0,06	0,15	< 0,06	< 0,06	0,06	< 0,05
										porte

- cases en noir = absence de mesure
 - cases en bleu les flux maximaux en juin avec une gradation de couleur vert clair/vert foncé pour les valeurs intermédiaires
 Limite de quantification comprise entre 0,05 et 0,06 µg PCE_{éq}/m².s

Figure 29 : Flux surfaciques en juin 2012 dans l'atelier en µg PCE_{éq}/m².s

Le maillage réalisé a permis de détecter des flux à l'interface entre la dalle et l'air intérieur dans le secteur sud-ouest de l'atelier (au plus près de la source sol et à proximité de l'ancienne fosse qui a fait l'objet d'un remblaiement et d'une nouvelle dalle de béton en 2011). Ailleurs, ponctuellement des émissions sont mises en évidence en mars ou juin jusqu'à 1 à 3 fois la limite de quantification.

Flux surfaciques (µg PCE _{éq} /m ² .s)	Valeur maximale	Moyenne des flux (a)	Ecart-type
Mars 2012	2,08	0,92	0,76
Juin 2012	0,36	0,18	0,10

Le Tableau 14 synthétise les flux surfaciques mesurés dans l'atelier.

Il en résulte des flux surfaciques dans l'atelier plus élevés en mars par rapport à juin d'un facteur 2,8 (rapport des flux moyens tenant compte des LQ)

(a) sans prise en compte des valeurs des limites de quantification LQ – moyenne des 6 valeurs supérieures à la LQ en campagne de mars et moyenne des 11 valeurs supérieures à la LQ en campagne de juin

(b) moyenne portant sur les 72 valeurs prenant en compte les limites de quantification

Tableau 14 : Flux surfaciques à l'intérieur de l'atelier (mars et juin 2012)

4.4.2 Flux surfaciques à l'extérieur

Les flux surfaciques ont été estimés à l'extérieur (au sud de l'atelier) au droit de sept points (A à G) situés sur dalle, autour dans un rayon de 1-2m autour du quadruplet de piézaires pza39-42 en mars 2012. En juin et juillet, des mesures ont été réalisées au droit de 6 points sur terrain nu (absence de dalle bétonnée en surface) (ext1 à ext5) comme illustré par des croix noires en Figure 30. Les mesures ont eu lieu le 7 mars, le 6 juin 2012 et le 9/11 juillet.

Les mesures réalisées en extérieur ont mis en évidence :

- en mars un flux surfacique de 0,23 $\mu\text{g PCE}_{\text{éq}}/\text{m}^2.\text{s}$. sur un seul des 7 points ;
- en juin des flux compris entre 1,7 et 41,9 $\mu\text{g PCE}_{\text{éq}}/\text{m}^2.\text{s}$. Le flux maximal est observé au droit de Ext1, point le plus éloigné de la source. Il est observé des flux pouvant varier d'un ordre de grandeur ;
- en juillet sur ces mêmes points des flux inférieurs à la limite de quantification de 0,02 $\mu\text{g PCE}_{\text{éq}}/\text{m}^2.\text{s}$, excepté au point Ext4 affichant un flux de 0,04 $\mu\text{g PCE}_{\text{éq}}/\text{m}^2.\text{s}$.

Ces résultats illustrent la variabilité temporelle et spatiale des flux surfaciques en extérieur.

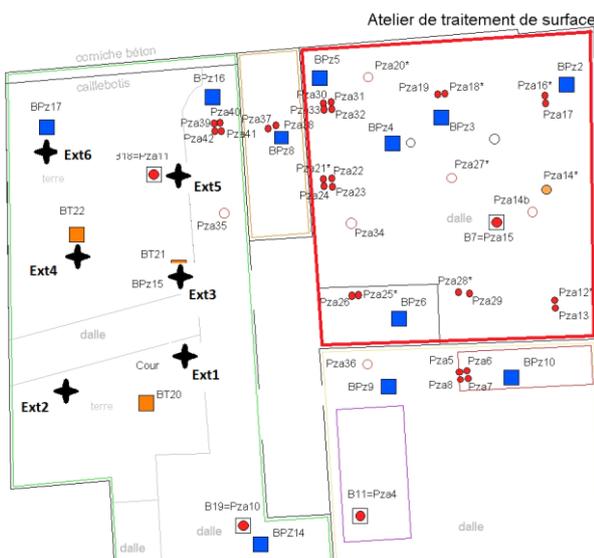


Figure 30 : Implantation des points de mesure des flux surfaciques en juin-juillet 2012

	6 juin 2012	9 et 11 juillet 2012
Ext1	41,9	<0,02 (<0.007)*
Ext2	5,6	<0,02
Ext3	4,2	<0,02
Ext4	2,7	0,04
Ext5	2,0	<0,02
Ext6	1,7	<0,02 (<0.004)*
Valeur moyenne	9,7	-
Ecart-type	15,9	-

* mesures effectuée par accumulation sur charbon actif

Tableau 15 : Flux surfaciques à l'extérieur de l'atelier ($\mu\text{g PCE}_{\text{éq}}/\text{m}^2.\text{s}$) en juin-juillet 2012

En dehors de l'emprise du site atelier au-dessus du panache gazeux dans la zone non saturée, d'autres mesures de flux ont été réalisées durant le projet, elles sont synthétisées dans la figure ci-contre et le Tableau 16.

Ces mesures illustrent la grande variabilité des flux de PCE en surface, en certains points 3 ordres de grandeur d'écart ont pu être mesurés entre les campagnes. Les données sont cependant insuffisantes pour la recherche d'une corrélation avec la pluie, une seule campagne en période humide ayant été réalisée. Vis-à-vis de l'impact du vent cependant, il est à noter que les mesures les plus élevées ont été systématiquement mesurées lors de périodes sèches et de faible vent (1 à 1,2 m/s).



En rose les limites de l'atelier

	Nombre et périodes de mesure	méthode	flux ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$)	vent mesuré	Patmos	pluie (veille et jour)
pza1-a2	4 en période sèche 1 en période humide	flux PID ou CA	<0,0001 à 0,03 <0,0001	1,2 à 5 m/s 3 à 6 m/s	stable ou décroissante	0 à 1,5 mm (sec) 29 mm (humide)
pza3-a4	4 en période sèche 1 en période humide	flux PID ou CA	<0,0001 à 0,44 <0,0001	1 à 4 m/s 3 à 6 m/s	stable ou décroissante	0 à 1,5 mm (sec) 29 mm (humide)
pz27	2 en période sèche 1 en période humide	flux PID	<0,0001 à 0,098 <0,0001	1 à 4 m/s 3 à 6 m/s	stable ou décroissante	0 à 1,5 mm (sec) 29 mm (humide)
pz31	1 en période sèche 1 en période humide	flux PID	0,01 <0,0001	3 m/s 3 à 6 m/s	décroissante	1,5 mm (sec) 29 mm (humide)

CA : charbon actif / PID : détecteur à photo-ionisation

Tableau 16 : Flux surfaciques à l'extérieur de l'atelier ($\mu\text{g PCE}_{\text{eq}}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$)

4.5 CONCENTRATIONS EN PCE DANS L'AIR

4.5.1 Mesures des concentrations à l'extérieur

En dehors de l'atelier, les concentrations en PCE ont été mesurées au droit du mât AA7 (sous l'auvent attenant à l'atelier) et du mât AA8 (en extérieur situé dans le prolongement de l'auvent) comme illustré à la Figure 13. Pour le mat AA8, une des cinq hauteurs de prélèvement n'a pas été caractérisée, celle à 250 cm.

Les résultats des 2 campagnes de mesure sont reportés dans le Tableau 17.

Concentration en PCE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mars 2012			Juin 2012		
	AA7 auvent	AA8 extérieur	Moyenne	AA7 auvent	AA8 extérieur	Moyenne
250 cm	2,2	-	-	3,4	-	-
150 cm	2,9	3,7	3,3	4,7	1,6	3,1
50 cm	2,3	1,5	1,9	7,7	2,0	4,8
10 cm	3,0	2,6	2,8	2,2	6,0	4,1
5 cm	-	11,5	-	-	9,8	-
Moyenne	2,6	4,8	3,7	4,5	4,8	4,7

Tableau 17 : Concentrations en PCE dans l'air ambiant hors atelier - mars et juin 2012

Il en résulte des concentrations globalement 50 fois plus faibles dans l'air hors atelier, comprises entre 1,5 et 11,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mars et entre 1,6 et 9,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en juin.

Sous l'auvent, les concentrations en PCE dans l'air en juin sont supérieures à celles de mars, avec une stratification plus marquée (la concentration maximale est observée à 50 cm en juin), malgré la présence d'une flaque d'eau sous l'auvent en raison des fortes précipitations. Sur le mât AA8, les concentrations maximales sont observées au plus près du sol (à 5 cm). Il est noté en extérieur (AA8) un facteur compris entre 3 et 6 entre la concentration à 5 cm et la concentration à 150 cm, selon la période de mesure.

4.5.2 Mesures et profil vertical des concentrations à l'intérieur de l'atelier

Dans l'atelier, le relevé des concentrations en PCE dans l'air ambiant a été réalisé au droit des cinq mâts répartis dans l'atelier comme illustré à la Figure 13 (aux quatre hauteurs suivantes : 10, 50, 150 et 250 cm). L'air a été prélevé à l'aide d'une pompe présentant un débit de 0,1 L/min sur des supports en Tenax (à désorption thermique) afin d'atteindre des limites de quantification plus basse que dans les gaz de sol (charbon actif). La durée du prélèvement était de 180 min environ.

La distribution du PCE dans l'air ambiant de l'atelier selon un axe vertical est illustrée à la figure 31 ; les concentrations sont renseignées dans le Tableau 18.

Hauteur	Mars 2012						Juin 2012					
	AA1	AA2	AA3	AA4	AA5	Moyenne	AA1	AA2	AA3	AA4	AA5	Moyenne
250 cm	292,8	216,1	262,2	n.d.	382,2	288,3	58,1	276,1	186,7	54,3	17,9	118,6
150 cm	229,7	257,8	353,7	182,4	262,0	257,1	60,4	339,3	107,1	59,7	15,4	116,4
50 cm	61,6	121,0	69,0	192,0	492,7	187,3	105,9	547,0	120,9	86,8	19,1	176,0
10 cm	82,2	559,5	59,8	81,7	203,3	197,3	151,4	122,2	74,1	66,7	7,9	84,5
Moyenne	166,6	288,6	186,2	152,1	335,0	229,6	93,9	321,1	122,2	66,9	15,1	123,9

n.d.: non disponible

Tableau 18 : Concentrations en PCE dans l'air intérieur de l'atelier ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - mars et juin 2012

Il en résulte une distribution verticale du PCE dans l'air ambiant fonction de la position du mât dans l'atelier et de sa position par rapport à la source sol. Une différence d'un à deux ordres de grandeur est observé avec :

- en mars, des concentrations comprises entre 59,8 et 559,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- en juin, des concentrations comprises entre 7,9 et 547 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

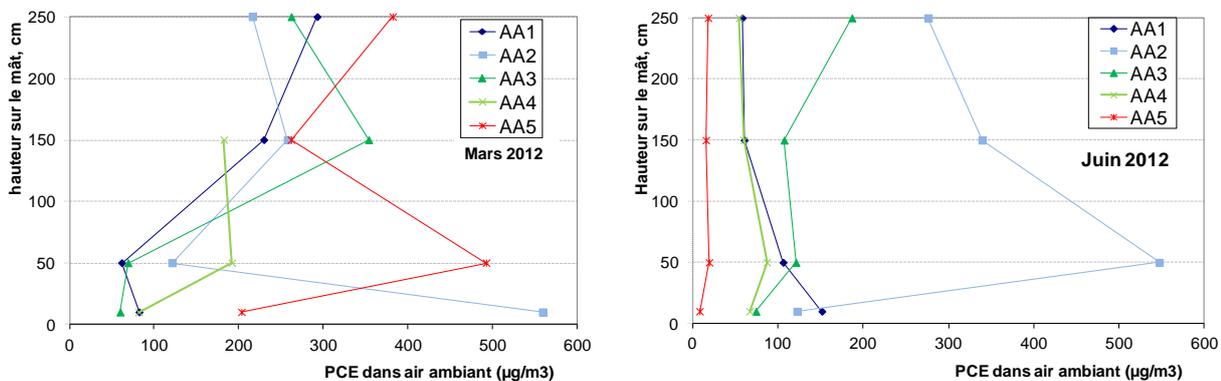


Figure 31 : Profil vertical du PCE dans l'air ambiant de l'atelier en mars et juin 2012

La localisation des mâts est donnée en Figure 13

En mars, la concentration la plus élevée en PCE ($559 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est mesurée au droit du mât AA2 à 10 cm de hauteur, mât situé au sud-ouest de l'atelier au plus près de l'extracteur d'air, au niveau de la zone source sol et de l'ancienne fosse comblée. Une forte diminution de la concentration en PCE est observée à 50 cm de hauteur sur le mât AA2, puis les concentrations augmentent de nouveau au-delà.

Les mâts AA1 et AA3 présentent un profil similaire, avec une augmentation globale de la concentration en fonction de la hauteur de prélèvement.

Au-delà de 1,5 m, la distribution du PCE dans l'air ambiant est plus homogène avec une amplitude plus restreinte des concentrations. Est observé alors un profil type « entonnoir » pour la totalité des mâts, avec une base élargie et un sommet rétréci. Le brassage de l'air associé au fonctionnement des convecteurs pourrait expliquer en mars 2012 le profil ainsi observé.

En juin, la concentration la plus élevée en PCE ($547 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est mesurée au droit du mât AA2 à 50 cm de hauteur (avec une concentration à 10 cm plus faible qu'à 150 ou 250 cm), situé au plus près de la zone source. Les mâts AA3 et AA5 présentent des types de profils différents mais globalement les profils restent « filiformes » (sans de grandes différences de concentrations entre les différentes hauteurs : toutes inférieures à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.5.3 Liens entre les flux et les concentrations mesurées dans l'air intérieur

Le renouvellement d'air durant les campagnes estivales et hivernales ayant été mesuré à des moments où les vents sur les parois étaient particulièrement élevés, leur application pour la modélisation visant à reproduire les concentrations mesurées dans l'air intérieur n'est pas appropriée. Il a ainsi été retenu un renouvellement d'air de 1 vol/h correspondant au débit d'extraction mécanique mis en place.

En hiver (mars 2012), le débit de polluant à travers la dalle (hors fissures périphériques) mesuré est compris entre 1,1 et 2,6 g/j. Considérant un renouvellement d'air intérieur de 1 vol/h, cela conduirait à une concentration dans l'air intérieur comprise entre 55 et 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en mars 2012 comprises entre 60 et 560 avec une moyenne de 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainsi, le débit à travers la dalle apporterait entre 24 et 57 % de la concentration dans l'air intérieur, les débits à travers des passages préférentiels constitueraient le complément (soit de 100 à 175 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

En été (juin 2012), le débit de polluant à travers la dalle (hors fissures périphériques) mesuré est compris entre 0,4 et 1,1 g/j. Considérant un renouvellement d'air intérieur de 1 vol/h, cela conduirait à une concentration dans l'air intérieur comprise entre 20 et 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en juin 2012 comprises entre 8 et 550 avec une moyenne de 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainsi, le débit à travers la dalle apporterait entre 16 et 44 % de la concentration dans l'air intérieur, les débits à travers des passages préférentiels constitueraient le complément (soit de 69 à 104 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les passages préférentiels évoqués ci-dessus peuvent être des fissures périphériques associées à la rétractation de la dalle durant son séchage ou des fissures non identifiées à travers la dalle de l'atelier. En effet, la superficie de la dalle investiguée avec les chambres à flux correspond à 10 % de la superficie totale de l'atelier.

4.5.4 Evolutions journalières des concentrations en PCE équivalent

Afin d'observer les variations temporelles à l'échelle des durées de prélèvements, durant 3 périodes les concentrations ont été enregistrées en continu au centre de l'atelier à 10 cm au-dessus du sol à l'aide d'un PID²⁵ (sensibilité au ppb). Durant ces enregistrements l'extracteur d'air était en route conduisant à un minimum de 1 vol/h de renouvellement d'air.

Evolution en l'absence de chauffage

Le suivi en continu des concentrations dans l'air du site atelier de FLUXOBAT en mai 2013 associé aux enregistrements horaires de la pluie présenté en Figure 32 montre, au-delà de la variation journalière, une tendance à l'augmentation des concentrations après les épisodes pluvieux.

$C_{\text{moy-14 jours}} = 890 \mu\text{g}/\text{m}^3$,

$C_{\text{moy-24h}} = 300 \text{ à } 1900 \mu\text{g}/\text{m}^3$,

$C_{\text{moy-1h}} = 1 \text{ à } 8000 \mu\text{g}/\text{m}^3$,²⁶

Sur cette période de mesure, pour des prélèvements de 24 heures, des variations d'un facteur 6 sont observés, ils sont d'un facteur 8000 pour des prélèvements de 1 heure.

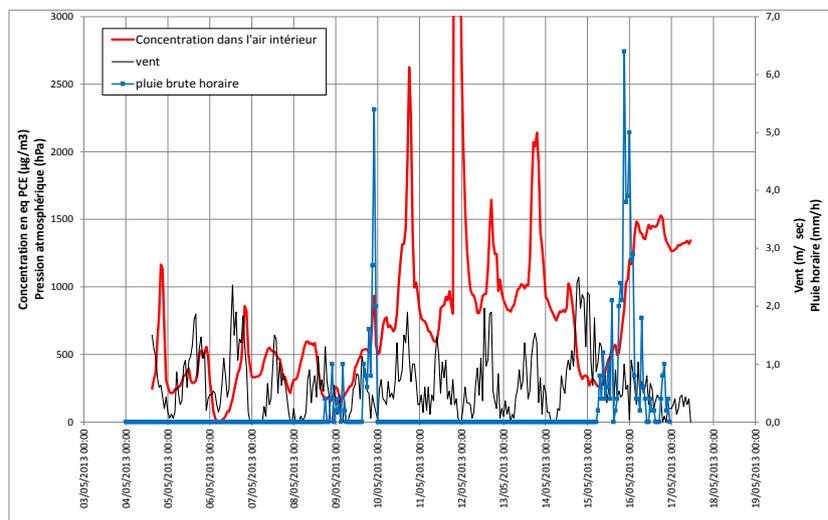


Figure 32 : Variation des concentrations en PCE-éq dans l'air ambiant de l'atelier du 4 au 17 mai 2013

²⁵ Les mesures ont été réalisées à l'aide d'un PID mini RAE avec une sensibilité au ppb. Les concentrations présentées sont exprimées en équivalent PCE

²⁶ Ici exprimé en équivalent PCE (mesure semi-quantitative au PID)

Influence du chauffage et du vent

En février 2013, le suivi a été réalisé au début avec le chauffage de l'atelier tel que présenté dans le 3.1 puis a été observé l'effet de l'arrêt du chauffage (Figure 33).

Sont présentés en parallèle les différences de température et de pression motrice entre l'air intérieur et extérieur de l'atelier ainsi que les rafales de vent.

L'effet du chauffage conduisant à une dépression de 4 Pa en moyenne génère des concentrations dans l'air intérieur en moyenne 2 à 3 fois supérieures à celles sans chauffage. Par ailleurs l'effet du vent est clairement visible sur les dépressions et également sur les concentrations dans l'air intérieur. Hors période de chauffage, celui-ci a pu conduire à une augmentation de la concentration d'un facteur 2.

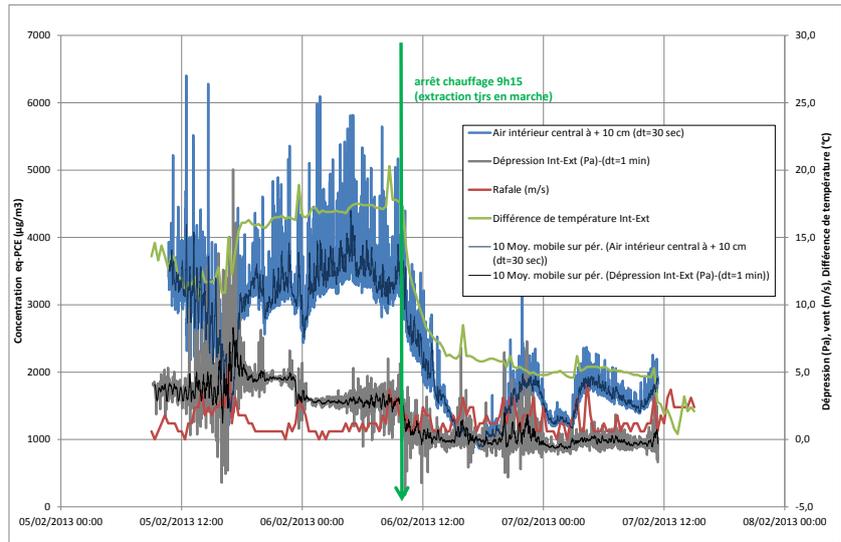


Figure 33 : Variation des concentrations en PCE-eq dans l'air ambiant de l'atelier du 4 au 7 mars 2013

La Figure 32 (hors période de chauffage) montre qu'en fonction du temps d'intégration, les amplitudes de variations sont sensiblement différentes : pour des prélèvements d'une durée de 1 heure des écarts de 3 ordres de grandeurs sont notés sur la période de mesure, ils sont encore d'un facteur 6 si les prélèvements sont réalisés sur une durée de 24 heures.

Ces amplitudes de variation sont moindres en présence des convecteurs (chauffage) dans la mesure où ceux-ci conduisent à lisser les effets du vent et à homogénéiser les concentrations dans l'air intérieur et ainsi réduire les écarts. La Figure 33 montre en effet que pour des prélèvements d'une durée de 1 heure des écarts d'un facteur 4 sont notés sur la période de mesure, ils sont d'un facteur 2 si les prélèvements sont réalisés sur une durée de 24 heures.

5. CONCLUSIONS

Les caractéristiques intrinsèques du site atelier ont permis d'appréhender les paramètres influant le transfert des composés volatils du sous-sol vers l'air ambiant intérieur. Ont été en particulier mis en évidence :

- la variabilité spatiale des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air ambiant, en fonction de la distance à la source. Les concentrations varient de 3 ordres de grandeur dans les gaz des sols sous la dalle de l'atelier et de 1 à 2 ordres de grandeur dans l'air intérieur de l'atelier en fonction des mouvements d'air provoqués par les convecteurs soufflants (la variabilité la plus faible dans l'air intérieur est mesurée lors de la campagne avec ces convecteurs en fonctionnement) ;
- la variabilité spatiale verticale des concentrations dans les gaz du sol en fonction de la profondeur et de la lithologie (porosités et perméabilités différentes des remblais/limons/sables au-dessus de la nappe phréatique). Entre les formations, sur les quadruplets réalisés, des écarts d'1 à 2 ordres de grandeurs sont observés.

La variabilité temporelle des mesures a également été abordée, avec dans un premier temps la variabilité saisonnière reposant sur la comparaison de deux campagnes se distinguant par le chauffage de l'atelier et un tirage thermique significatif au cours de la campagne hivernale. Dans un second temps la variabilité journalière, fortement influencée par les conditions atmosphériques (variations brutales de la pression barométrique, rafales de vent,...).

Dans les gaz du sol :

- la variation des concentrations entre les deux campagnes peut atteindre 2 ordres de grandeur (le percentile 90 étant d'un ordre de grandeur). Il semble ressortir que les ouvrages dans les limons présentent des variations plus élevées que dans les remblais ;
- le suivi sur deux quadruplets pendant près d'un an montre qu'une variabilité d'1 à 2 ordres de grandeur peut être attendue, elle est maximale dans la partie basse des limons que ce soit proche de la source ou éloignée de celle-ci.

Dans l'air intérieur de l'atelier :

- la variabilité des concentrations entre les saisons est de moins d'1 ordre de grandeur sur chaque point de mesures ;
- le suivi en continu montre que la variabilité temporelle sur des pas de temps d'intégration de 24 heures est inférieure à 1 ordre de grandeur,
- par contre, sur de courtes périodes d'intégration (d'une heure), dans le bâtiment du site atelier fortement perméable à l'air, les concentrations horaires moyennes ont présentés une variation pouvant atteindre 3 ordres de grandeur sur les 14 jours du suivi.

Dans l'air intérieur, ces observations encouragent à réaliser plusieurs campagnes de mesure sur des durées de prélèvement longues. Par ailleurs, pour le dimensionnement des campagnes de prélèvement l'intérêt de mesures en continu (à l'aide de détecteurs de type PID par exemple) a ici été illustré. Leur réalisation préalablement à la campagne de mesures quantitatives peut permettre en effet de mieux appréhender la variabilité temporelle des concentrations et ainsi de choisir des durées de prélèvements adaptées au site.

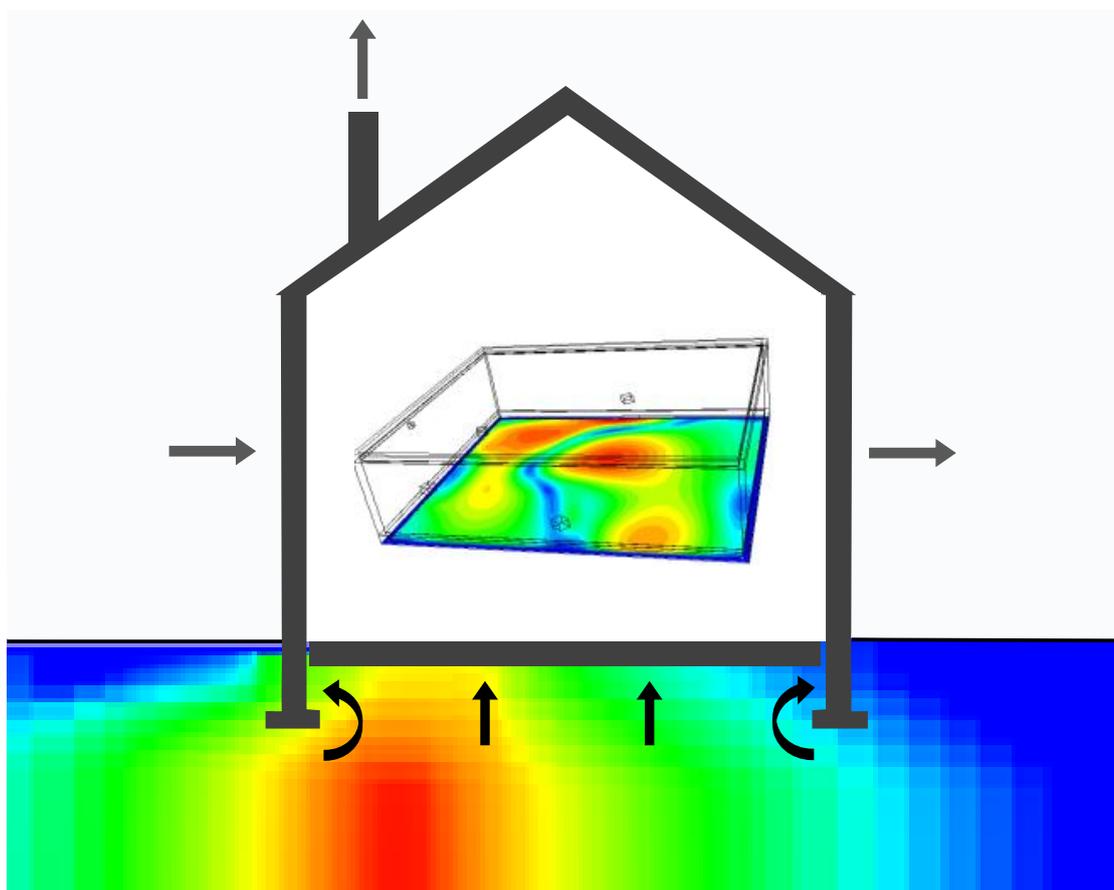
Vis-à-vis de l'amplitude des phénomènes observés sur le site atelier FLUXOBAT, il est important de noter que la forte perméabilité à l'air de l'atelier et le mauvais état de la dalle (interface déterminante entre les gaz du sol et l'air intérieur) ont certainement contribué à exacerber certains phénomènes (effet du vent, flux surfaciques...) et la variabilité temporelle et spatiale des concentrations mesurées dans l'air intérieur.

Dans les gaz de sol, la variabilité spatiale et temporelle élevées observées sur le site atelier FLUXOBAT illustre l'importance du dimensionnement des diagnostics dans les gaz du sol afin que celui-ci ne présente pas des biais en termes d'interprétation pour l'évaluation des transferts vers l'air intérieur.

Si l'amplitude des variations temporelles et spatiales sont en partie à associer à la présence d'une pollution par de la phase organique en zone non saturée, elle est sans doute également associée aux hétérogénéités de lithologie en présence.

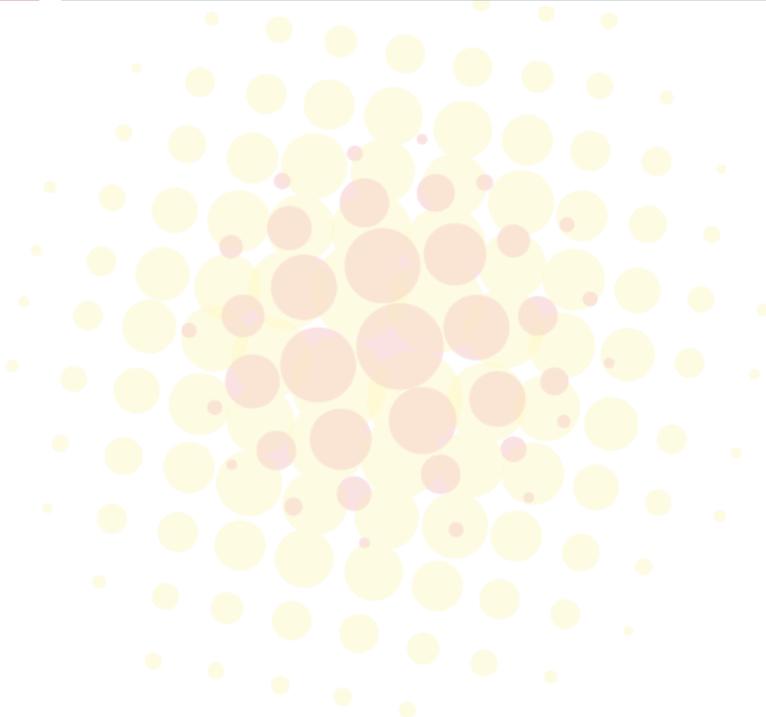
Enfin, de nombreux dispositifs de mesure ont été mis en œuvre pour assurer la métrologie dans le cadre de ce projet. Il est utile de citer pour :

- les paramètres physiques :
 - les capteurs de pression différentielle entre les gaz du sol et l'intérieur du bâtiment, ainsi qu'entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. La connaissance de la pression différentielle est une aide précieuse pour l'évaluation des flux convectifs susceptibles d'être exacerbés dans certaines conditions (tirage thermique, rafale de vent...);
 - la détermination *in situ* de la perméabilité des sols sous bâti et de la dalle.
- le protocole de purge des piézairs : le suivi en continu des paramètres tels que les valeurs PID, O₂ et/ou CO₂ jusqu'à leur stabilisation, avant l'échantillonnage des gaz su sol ;
- la mesure des émissions : les chambres à flux, permettant de mesurer les émissions de COV vers l'air intérieur au travers d'une dalle ; toutefois une forte densité de mesures peut être requise sur des dalles fortement hétérogènes.



ANNEXE 9

MODELISATIONS CONDUITES A L'ECHELLE DU SITE ATELIER



Sommaire de l'annexe 9

ANNEXE 9-A

Modélisation numérique 3D (MS+dalle) couplé à un mélangeur dans l'air (modèle 5)

1.1 Préparation des données du site en vue de la modélisation numérique du milieu souterrain et de la dalle	114
1.2 Présentation du modèle	114
1.3 Caractéristiques des sols, de la dalle et de l'air	117
1.4 Représentation des mesures de flux et concentrations	118
1.4.1 <i>Bilan aéraulique</i>	119
1.4.2 <i>Teneurs en COV dans les gaz du sol</i>	119
1.4.3 <i>Flux massiques à l'interface sol (ou dalle) – air</i>	122
1.4.4 <i>Concentrations dans l'air intérieur</i>	122
1.5 Etude de sensibilité aux paramètres	123
1.5.1 <i>Influence de la saturation en eau des sols</i>	123
1.5.2 <i>Influence des propriétés de diffusion de la dalle</i>	125
1.5.3 <i>Influence de la perméabilité de la dalle</i>	126
1.5.4 <i>Influence d'une fissure de retrait sur le pourtour du bâti</i>	129
1.5.5 <i>Influence de la perméabilité des remblais sous dalle</i>	131
1.5.6 <i>Influence des polluants dissous dans la nappe</i>	132
1.6 Synthèse	134

ANNEXE 9-B

Modélisations analytiques (modèle 2)

2.1 Présentation des modèles	135
2.2 Choix des modèles analytiques	135
2.3 Détermination et choix des paramètres d'entrée des modélisations	136
2.4 Résultats des modèles analytiques et comparaison aux campagnes de mesures	136
2.5 Etude de sensibilité sur les paramètres sélectionnés	138
2.5.1 <i>Influence de caractéristiques des sols modifiées individuellement</i>	138
2.5.2 <i>Influence de paramètres du bâtiment modifiés individuellement</i>	140
2.5.3 <i>Influence de valeur de paramètres modifiés simultanément</i>	142

ANNEXE 9-C

Intercomparaison des modèles sur le site atelier

3.1 Introduction	146
3.2 Choix du modèle et du terme source pour la modélisation prédictive	146
3.2.1 <i>Conditions de l'intercomparaison</i>	146
3.2.2 <i>Concentrations dans les gaz de sols simulées</i>	148
3.2.3 <i>Concentrations dans l'air intérieur simulées pour les différentes hypothèses de sources</i>	151
3.3 Importance de la connaissance des paramètres de transfert	153
3.3.1 <i>Conditions de l'intercomparaison</i>	153
3.3.2 <i>Concentrations dans l'air intérieur simulées</i>	154
3.3.3 <i>Synthèse</i>	158

ANNEXE 9-D

Paramètres des modélisations analytiques et numériques du site atelier

4.1 Schématisation	159
4.1.1 <i>Géologie</i>	159
4.1.2 <i>Interface sol-bâtiment</i>	159
4.2 Paramètres des sols	161
4.3 Paramètres caractéristiques du bâtiment (hors dalle)	162
4.4 Paramètres de la dalle et des fissures	163
4.5 Données sur la pollution	164
4.5.1 <i>Description de la source</i>	164
4.5.2 <i>Concentrations dans les gaz du sol – termes source considérés</i>	165
4.5.3 <i>Concentrations dans l'air intérieur et flux – données de calage</i>	165
4.5.4 <i>Paramètres physico-chimiques du perchloroéthylène</i>	166
4.6 Références	167

Liste des Tableaux

Tableau 1 – Paramètres du modèle de référence Modflow Surfact	118
Tableau 2 – Sensibilité des concentrations et flux à la perméabilité de la dalle	126
Tableau 3 – Sensibilité des concentrations et flux à une fissure périphérique	129
Tableau 4 – Sensibilité des concentrations et flux à la perméabilité des remblais	131
Tableau 5 – Influence des polluants dissous dans la nappe – Atténuation des teneurs dans les gaz des sols à travers la frange capillaire	132
Tableau 6 – Cas de la source n°3 située dans les remblais et valeurs associées des paramètres	142
Tableau 7 – Sensibilité des concentrations à la perméabilité de la dalle et de l'horizon de remblais	143
Tableau 8 – Concentrations et débits d'air entrant dans le bâti modélisés pour le test n°9	144
Tableau 9 – Ecart de concentrations dans les gaz du sol entre les modèles et les mesures	149
Tableau 10 – Concentrations dans l'air intérieur calculées avec le modèle 1	151
Tableau 11 – Perméabilités des sols et des dalles ainsi que tailles de la fissure testées pour les modèles 2 et 5	154
Tableau 12 – Paramètres des sols retenus pour les modélisations	161
Tableau 13 – Paramètres caractéristiques du bâtiment retenus pour les modélisations	162
Tableau 14 – Paramètres caractéristiques de la dalle et des fissures	163
Tableau 15 – Terme source considéré dans les modèles analytiques - concentrations dans les gaz du sol	165
Tableau 16 – Paramètres physico-chimiques du perchloroéthylène retenus	166

Liste des Figures

Figure 1 – Géométrie du modèle	116
Figure 2 – Conditions aux limites du modèle	117
Figure 3 – Simulation de référence – Champ de dépression (air des sols - intérieur)	119
Figure 4 – Simulation de référence – coupe verticale de la dépression dans l'air des sols	119
Figure 5 – Concentration dans les gaz du sol dans les différents horizons lithologiques (mars 2012)	120
Figure 6 – Profil verticaux de concentration aux droits de 4 quadruplets de piézaires	121
Figure 7 – Concentration dans l'air des sols simulées versus mesurées en mg/m ³ (moyennes et gammes sur toutes campagnes)	121
Figure 8 – Flux de polluants simulés à l'interface sol – air et comparaison aux mesures	122
Figure 9 – Variation temporelle de la saturation en eau	123
Figure 10 – Influence de la saturation en eau – Concentrations dans l'air des sols simulées	124
Figure 11 – Influence de la saturation en eau – coupe verticale de la concentration dans l'air des sols	124
Figure 12 – Influence du coefficient de diffusion de la dalle – à gauche : débit massique entrant dans le bâti ; à droite : concentration de COV dans l'air intérieur	125
Figure 13 – Influence de la perméabilité de la dalle sur les champs de dépression (air des sols – air intérieur)	127
Figure 14 – Coupe verticale de la dépression (atmosphère – air des sols) pour kdalle = 7.10-12 m ² & kremblais = 2.10-12 m ²	128
Figure 15 – Influence de la perméabilité de la dalle sur les flux et concentrations	128
Figure 16 – Influence d'une fissure de retrait – dépression (atmosphère – air des sols) (kdalle = 10-16 m ² & kfissure = 8.3.10-8 m ²)	129
Figure 17 – Influence d'une fissure de retrait – dépression (sous dalle – air intérieur) et concentration dans l'air des sols sous dalle avec kfissure = 8.3e-8 m ²	130
Figure 18 – Influence d'une fissure de retrait – Localisation du flux convectif à l'interface dalle – air (kfissure = 8.3.10-8 m ²)	130
Figure 19 – Influence de la perméabilité des remblais sur les concentrations dans l'air intérieur	131
Figure 20 – Influence des polluants dissous – conditions aux limites	132
Figure 21 – Influence des polluants dissous dans la nappe – Profil vertical de concentrations dans l'air des sols	133
Figure 22 – Influence des polluants dissous – Concentrations dans l'air des sols à deux profondeurs	133
Figure 23 – Comparaison des concentrations dans l'air intérieur modélisées et mesurées	137
Figure 24 – Influence de la porosité ouverte à l'eau de l'horizon de remblais sur le coefficient d'atténuation	139
Figure 25 – Influence de la perméabilité effective à l'air de l'horizon de remblais sur le coefficient d'atténuation	139
Figure 26 – Influence de la porosité équivalente de la dalle sur le coefficient d'atténuation	140
Figure 27 – Influence de la perméabilité équivalente à l'air de la dalle sur le coefficient d'atténuation	141
Figure 28 – Influence de la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur sur le coefficient d'atténuation	142
Figure 29 – Comparaison des concentrations issues des tests 4 et 7 et des concentrations mesurées	143
Figure 30 – Comparaison des concentrations issues du test 9 et des concentrations mesurées	144
Figure 31 – Comparaison des débits d'air entrants dans le bâtiment issus du test 9	145
Figure 32 – Profils de concentrations calculés dans les sols pour les différents modèles pour une source dans les sables (pour les modèles analytiques) et pour la source « réelle » pour le modèle numérique 3D	148
Figure 33 – Concentrations sous la dalle calculées pour différentes conditions limites considérées	150
Figure 34 – Concentrations sous la dalle calculées pour différentes perméabilités des remblais et de la dalle	150
Figure 34 – Comparaison des concentrations modélisées par plusieurs modèles pour différentes hypothèses de sources	152
Figure 335 – Concentrations modélisées dans l'air intérieur par les modèles représentant la fissure périphérique	155
Figure 36 – Concentrations modélisées dans l'air intérieur par les modèles prenant en compte les transferts à travers la dalle (par des ouvertures ou un milieu poreux équivalent)	156
Figure 38 – Rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la perméabilité verticale moyenne pour le modèle de Bakker et al. 2008	157
Figure 39 – Représentation de la dalle des différents modèles analytiques	160

ANNEXE 9-A

Modélisation numérique 3D (MS+dalle) couplé à un mélangeur dans l'air (modèle 5)

Le modèle 5 mis en œuvre sur le site atelier est composé du couplage entre un modèle numérique 3D pour le milieu souterrain et d'un mélangeur parfait pour le compartiment atmosphérique. Le flux total vers l'air intérieur calculé par la modélisation numérique constitue donc la condition à la limite de la modélisation de l'air intérieur.

La concentration moyenne dans l'air du bâti est déduite du débit total de pollution entrant dans le bâti à l'aide de la loi du mélangeur parfait, tout comme pour les modèles analytiques, à savoir :

$$C_{ai} = \frac{Q_{ai}}{NV}$$

Avec :

C _{ai}	Concentration moyenne de polluant dans le bâti	[mg/m ³]
Q _{ai}	Débit massique de polluant entrant dans le bâti	[mg/h]
N	Taux de renouvellement d'air	[vol/h]
V	Volume du bâti	[m ³]

Le modèle numérique décrit les transferts de vapeur de PCE dans la zone non saturée du sol et jusqu'à la couche limite d'air au-dessus de la surface du sol sur le site atelier du projet FLUXOBAT. De par sa géométrie en 3 dimensions et les fonctionnalités avancées disponibles avec ce type d'approche, ce modèle numérique présente l'intérêt d'aider à la compréhension des mécanismes de transfert et à vérifier si une telle modélisation est capable de retranscrire les observations faites sur le terrain. Les mesures de dépression, de concentrations et de flux décrites en annexe 8 sont autant de données qu'on cherche à reproduire avec le modèle.

Dans les paragraphes suivants, après la présentation du modèle, le calage du modèle sur la situation observée en mars 2012 est exposé puis sont détaillés les tests de sensibilités réalisés. La confrontation de ce modèle aux modèles analytiques mis en œuvre sur le site atelier est présentée en annexe 9-C.

1.1 PREPARATION DES DONNEES DU SITE EN VUE DE LA MODELISATION NUMERIQUE DU MILIEU SOUTERRAIN ET DE LA DALLE

Le site atelier et les mesures réalisées sont présentés en annexe 8. De manière générale, l'ensemble des données récoltées sur le terrain ou en laboratoire a été analysé pour les besoins de la modélisation. Deux aspects ont été particulièrement développés comme travaux préalables à la modélisation, ils concernent l'interpolation des données géologiques du site et la caractérisation de la source de pollution dans la zone non saturée.

Ayant été utilisés également pour les besoins de la modélisation analytique, le traitement des données est présenté en annexe 9-D.

1.2 PRESENTATION DU MODELE

Le milieu souterrain au droit du site et aux alentours est représenté par un modèle en 3D comme suit (cf. Figure) :

- Extension du modèle

Le domaine modélisé couvre une superficie de 10 km², les limites du modèle ont été suffisamment écartées du site pour que les conditions aux limites n'influencent pas les transferts au droit de celui-ci.

En vertical, le modèle inclue toute la zone non saturée depuis le toit de la frange capillaire jusqu'à la surface du sol. Trois lithologies sont distinguées : les remblais, les limons et les sables. De plus, les dalles béton des bâtiments sont représentées ainsi que l'air intérieur et extérieur en très proche surface (couche limite de 20cm) ;

- Discrétisation

L'espace est discrétisé horizontalement par des mailles rectangulaires (maillage écosais caractéristique des différences finis) de taille 2m*2m dans la zone éloignée du site et jusqu'à 50cm*50cm au droit du site. La discrétisation verticale inclue des couches subhorizontales d'épaisseurs variables.

L'air est constitué de 2 couches de 10 cm chacune, le béton de 2 couches de 10 cm chacune, les remblais de 4 à 6 couches de 10 à 20 cm chacune, les limons et les sables de 5 couches d'environ 40 cm chacun.

Enfin, notons que les interfaces entre les différentes lithologies constituent une limite de couche dont les profondeurs sont issues du travail d'interpolation des données de terrain (cf. annexe 9-D).

Le domaine est ainsi modélisé avec un total de 188660 mailles.

Le logiciel de modélisation utilisé est Modflow-Surfact²⁷.

Les fonctionnalités retenues pour ce modèle sont :

- l'écoulement incompressible de l'air (eau immobile),
- le transport d'une espèce dans l'air (convection-diffusion) et dans l'eau (diffusion),
- les échanges eau-air (dissolution, volatilisation).
- La modélisation est réalisée en régime permanent, c'est-à-dire en supposant que la dépression dans le bâti est fixe et que le panache de volatil dans le milieu souterrain est établi.

Compte tenu de la modélisation en régime permanent, le profil de saturation en eau dans la ZNS est fixe (profil (a), Figure) correspondant à un profil à saturation en eau résiduelle. Un second profil dit « humide », (profil (b), Figure), est également testé afin de voir l'influence de la teneur en eau sur les transferts de COV en ZNS. Les profils tiennent compte des différentes lithologies et de leurs propriétés hydriques (cf. annexe 9-D).

Les conditions aux limites du modèle sont les suivantes (Figure 1).

- conditions aux limites pour l'écoulement

La pression de l'air est fixée à pression atmosphérique à la surface du modèle hors du bâti et la pression motrice est égale à zéro sur les limites verticales du modèle. Seule la dépression appliquée dans les mailles d'air dans le bâti occasionne un écoulement d'air dans le milieu. Les mailles d'air extérieur et d'air intérieur sont délimitées par un mur ne permettant pas de transfert direct entre ces mailles. NB : dans les représentations des dépressions, ce sont les pressions motrices qui sont figurés ;

- conditions aux limites pour le transport

Il s'agit ici de décrire les écoulements et le transport d'un unique polluant, le PCE, depuis l'air des sols, jusqu'à la surface du sol.

Les flux de masse sont nuls sur les limites verticales du modèle (pas de circulation de polluants à travers ces limites) et la concentration est nulle dans la couche d'air la plus haute (à 20cm au-dessus de l'interface sol – air ou dalle – air).

La source de polluant dans le sol est localisée en limite sud-ouest du bâti et est décrite par une concentration imposée, de valeurs différentes pour chacune des lithologies (cf. Figure 2) conformément au travail de caractérisation de la source décrit en annexe 9-D. Le modèle étant en régime permanent, la source considérée est infinie.

²⁷ Le logiciel **Modflow-Surfact** est dédié à la modélisation des écoulements souterrains, zone non saturée incluse (avec deux options : eau mobile - air immobile ou eau immobile – air mobile) et des transports de polluants en phase, dissous ou volatilisés. Il peut prendre en compte les mécanismes de dissolution/volatilisation et des réactions chimiques simples (cinétiques simples, décroissance radioactive et réactions séquentielles). Il est basé sur le code MODFLOW de l'USGS (code en différences finis) et est développé par HydroGeoLogic, inc.

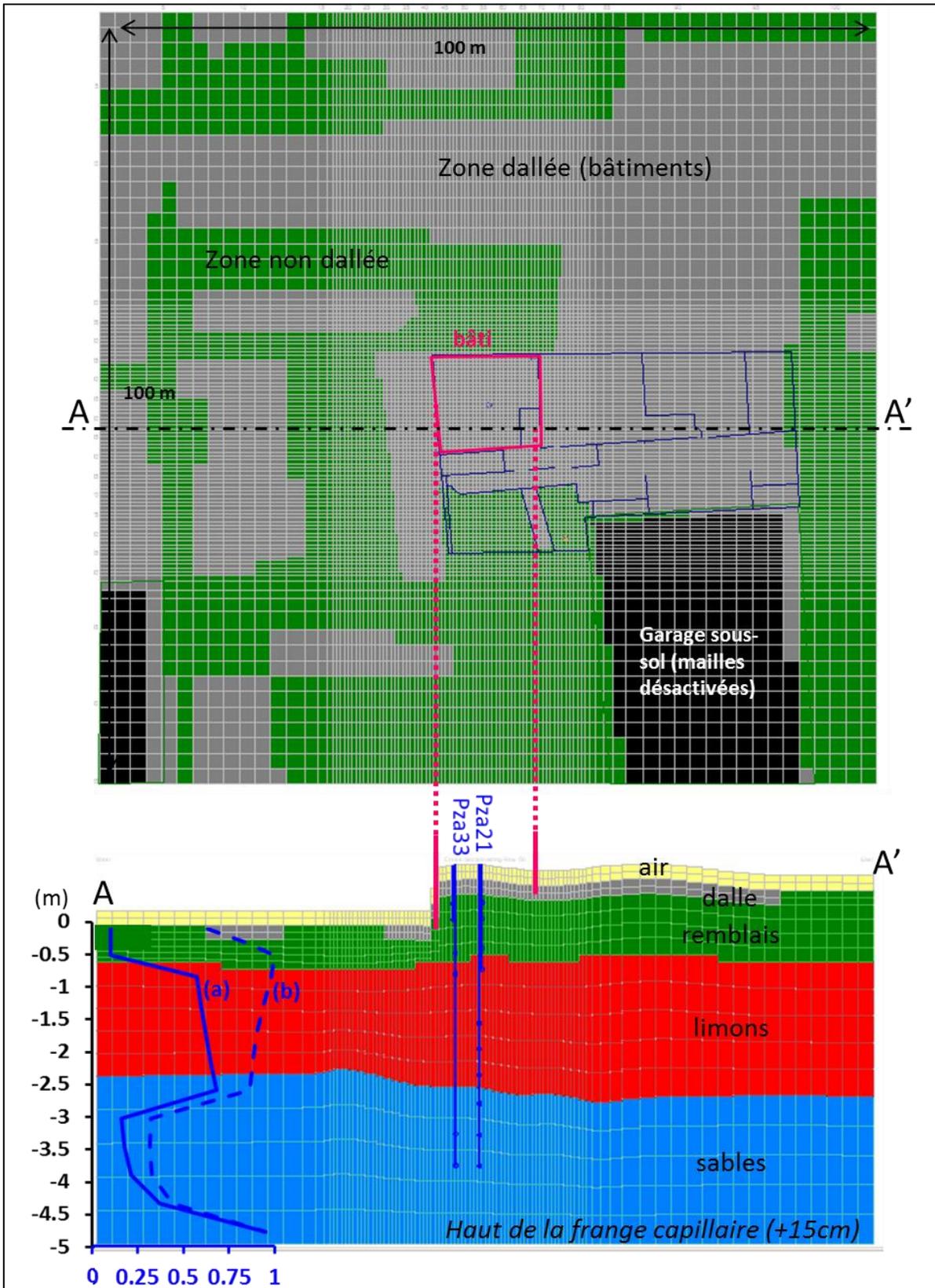


Figure 1 – Géométrie du modèle

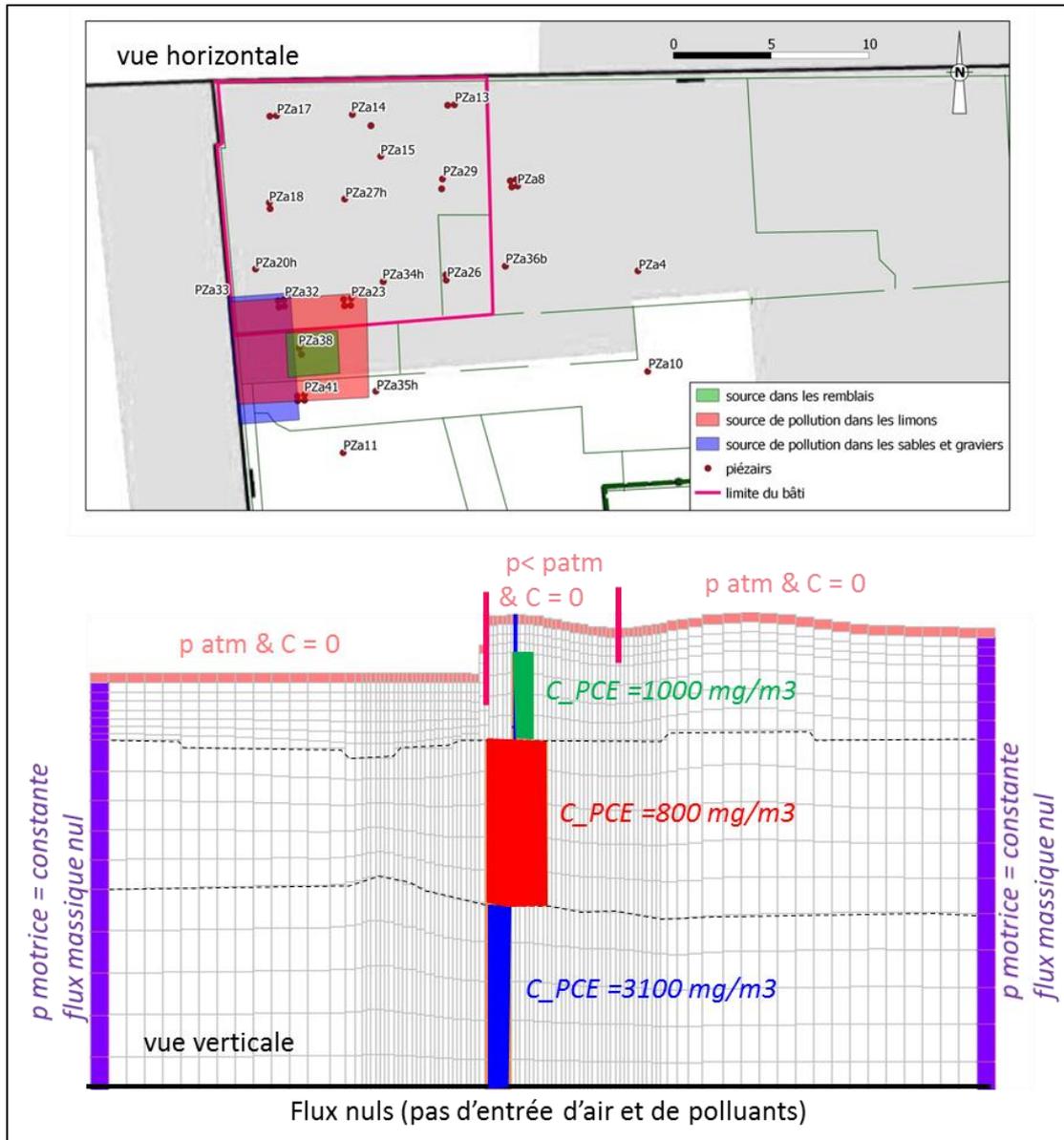


Figure 2 – Conditions aux limites du modèle

1.3 CARACTERISTIQUES DES SOLS, DE LA DALLE ET DE L’AIR

Les paramètres du modèle sont la perméabilité intrinsèque (k), la porosité, les paramètres de Van Genuchten et la teneur en eau résiduelle pour chacun des milieux représentés.

Ces paramètres sont présentés en annexe 9-D dans le Tableau 12 pour les sols et Tableau 14 pour la dalle, ils sont synthétisés dans le Tableau 1 ci-après.

- les paramètres des sols (remblais, limons et sables - graviers) sont issues en majorité de mesures sur site (cf. annexe 8). Les paramètres de Van Genuchten permettant d’établir le profil de saturation en eau des sols et estimer la perméabilité effective au gaz sont néanmoins issus de la littérature (base de données de l’USDA²⁸).
- les dalles béton sont représentées, dans un premier temps, par un milieu poreux homogène. Il est à noter que l’ensemble des dalles présentes que ce soit dans l’atelier ou ailleurs sont toujours représentées avec des

²⁸ <http://ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=8953>

paramètres identiques. NB : des simulations avec une fissure de retrait spécifiquement en périphérie de la dalle de l'atelier sont réalisés dans l'étude de sensibilité (voir § 1.5.4).

- l'air est décrit avec un modèle de milieu poreux, le logiciel Modflow-Surfact n'incluant pas de modèles pour les milieux libres. Pour corriger cela, la porosité des couches d'air est considérée égale à 1, la perméabilité est très importante et la saturation en eau résiduelle très faible. Les paramètres de Van Genuchten ont été choisis de manière à avoir un profil hydrique le plus raide possible (alpha = 3.52, beta = 3.18). Si cette présentation n'est pas satisfaisant pour décrire les mécanismes de transferts dans l'air, la modélisation uniquement de la couche limite permet néanmoins de calculer les flux à l'interface sol-air (ou dalle-air).

		Perméabilité intrinsèque (m ²)	Porosité (-)	Saturation en eau irréductible Swi (-)	Alpha (1/m)	Béta (-)
Dalles -	Situation de référence	Milieu poreux équivalent : 2.10 ⁻¹² (1)	0,01	0,1	3.52	3.18
Remblais	Situation de référence	2.10 ⁻¹⁰ (1)	0.33	0.1	3.52	3.18
Limons	Situation de référence	2.10 ⁻¹³	0.34	0.12	1.11	1.47
Sable et graviers	Situation de référence	2.3.10 ⁻¹²	0.24	0.14	3.52	3.18

Alpha & Beta : paramètres de Van Genuchten,

(1) la perméabilité effective au gaz de ces horizons est très proche de la perméabilité intrinsèque compte tenu d'une saturation en eau dans le milieu proche de la saturation en eau irréductible

Tableau 1– Paramètres du modèle de référence Modflow Surfact

1.4 REPRESENTATION DES MESURES DE FLUX ET CONCENTRATIONS

Les situations de référence sont présentées en annexe 9-D, elles correspondent aux mesures réalisées en mars 2012 (avec une dépression de 4 Pa entre l'air intérieur et l'air extérieur) et en juin 2012 (avec une dépression de 0,7 Pa). Chaque campagne a permis la mesure des concentrations en PCE dans les gaz de sol et dans l'air intérieur et les mesures de flux sur la dalle de l'atelier.

Les résultats présentés dans cette section sont associés aux paramètres du modèle de référence tels que présentés au Tableau, elle correspond au « test 10 » présenté en annexe 9-C.

1.4.1 Bilan aéraulique

Pour les paramètres de référence présentés dans le Tableau, la dépression entre l'air intérieur et l'air extérieur de l'atelier occasionne une dépression modérée sous la dalle comme illustré en Figure 4. Pour une dépression de 4 Pa entre l'intérieur et l'extérieur de l'atelier, la dépression calculée en moyenne de 1,5 Pa (/r à l'atmosphère) dans les remblais et se propage dans les limons sous-jacents. L'extension latérale de la dépression en dehors de l'emprise de l'atelier est faible (au-delà de 2 mètres, la dépression est inférieure à 1 Pa), ce qui est à associer à la perméabilité relativement élevée de la dalle de 2.10-12 m².

Ponctuellement sous l'atelier, la Figure 3 ci-contre montre que la gamme des mesures variant de 0,3 à 4 Pa entre l'air des sols et l'air intérieur est assez bien représentée par le modèle.

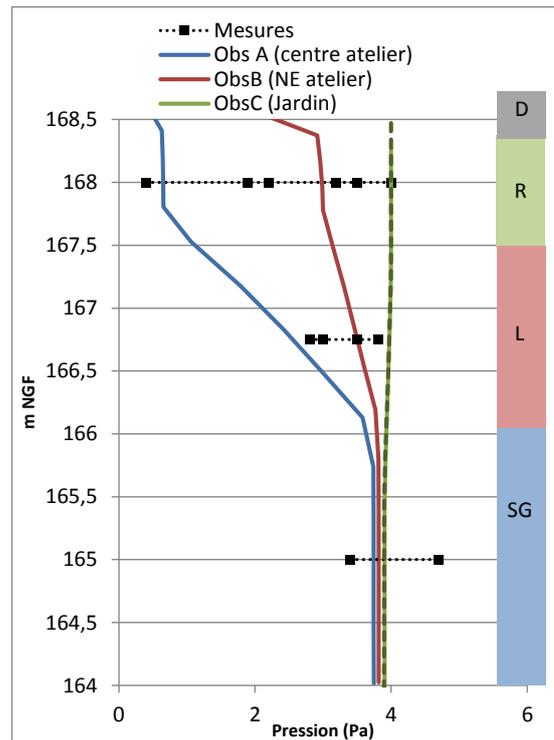
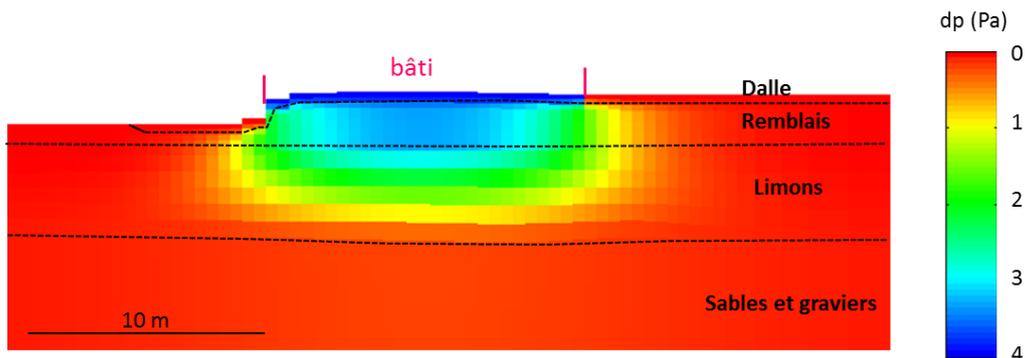


Figure 3 – Simulation de référence –Champ de dépression (air des sols - intérieur)



coupe AA', cf. Figure

Figure 4– Simulation de référence – coupe verticale de la dépression dans l'air des sols (atmosphère – air des sols)

Les flux volumiques d'air entrant depuis le sol vers le bâti sont les suivants :

- débit de 5,9 m³/j pour une dépression de 0,7 Pa,
- débit de 32,8 m³/j pour une dépression de 4 Pa,

Ces débits d'air représentent moins de 4 % du renouvellement d'air mis en place (1 vol/h).

Les études de sensibilité sur la perméabilité de la dalle et la perméabilité des sols présentées aux §1.5.3 et 0 montre que ces résultats sont très dépendant des perméabilités choisies.

1.4.2 Teneurs en COV dans les gaz du sol

Les teneurs en COV simulées dans les gaz du sol indiquent une forte hétérogénéité spatiale du panache, autant en profondeur qu'en proche surface (Figure 5). Ainsi, au droit de l'atelier, les concentrations varient de 1000 à 10 mg/m³ dans les remblais et de 3000 à 50 mg/m³ dans les sables. Ces hétérogénéités sont également bien mises en évidence sur les profils de concentration verticaux aux droits de 3 quadruplets de piézaires sur le site (Figure 6).

La comparaison entre les mesures et la modélisation est donc conduite sous 3 angles, d’une part, la comparaison des allures de courbes d’isoconcentrations (Figure 5), la comparaison des profils de concentration sur les quadruplets (Figure 6) et enfin la comparaison globale non spatialisée (Figure 7).

Courbes d’iso-concentrations (Figure 5)

Dans les formations des sables et à la partie basse des limons, les courbes d’iso-concentrations simulées montre une répartition circulaire autour du terme source imposé au sud-ouest de l’atelier, celle-ci est associée à l’absence de perturbation par les recouvrements de surface et les dépressions dans l’atelier (les courbes sont superposées pour mars et juin 2012). Ainsi, au droit de l’atelier, les concentrations calculées varient de 50 à 3000 mg/m³ dans les sables, la comparaison avec les mesures dans ces horizons où peu de points de mesure sont disponibles est illustrée en Figure 6.

Dans les remblais et la partie haute des limons, la forme des courbes d’iso-concentrations est dépendante de la localisation du terme source, de l’effet de la dépression dans l’atelier (4 Pa) et de la présence ou non d’une dalle en surface (ici prise à une perméabilité de 2.10^{-12} m²).

Au droit de l’atelier de 168 m², les concentrations simulées dans les remblais et la partie haute des limons varient de 1 à 1000 mg/m³. En moyenne dans les remblais, la concentration simulée est de 124 mg/m³ en mars 2012 et 116 mg/m³ en juin 2012 pour des moyennes mesurées respectivement de 87 et 129 mg/m³. Ainsi, la modélisation en régime permanent permet de restituer les bons ordres de grandeur des concentrations sous dalles mesurées.

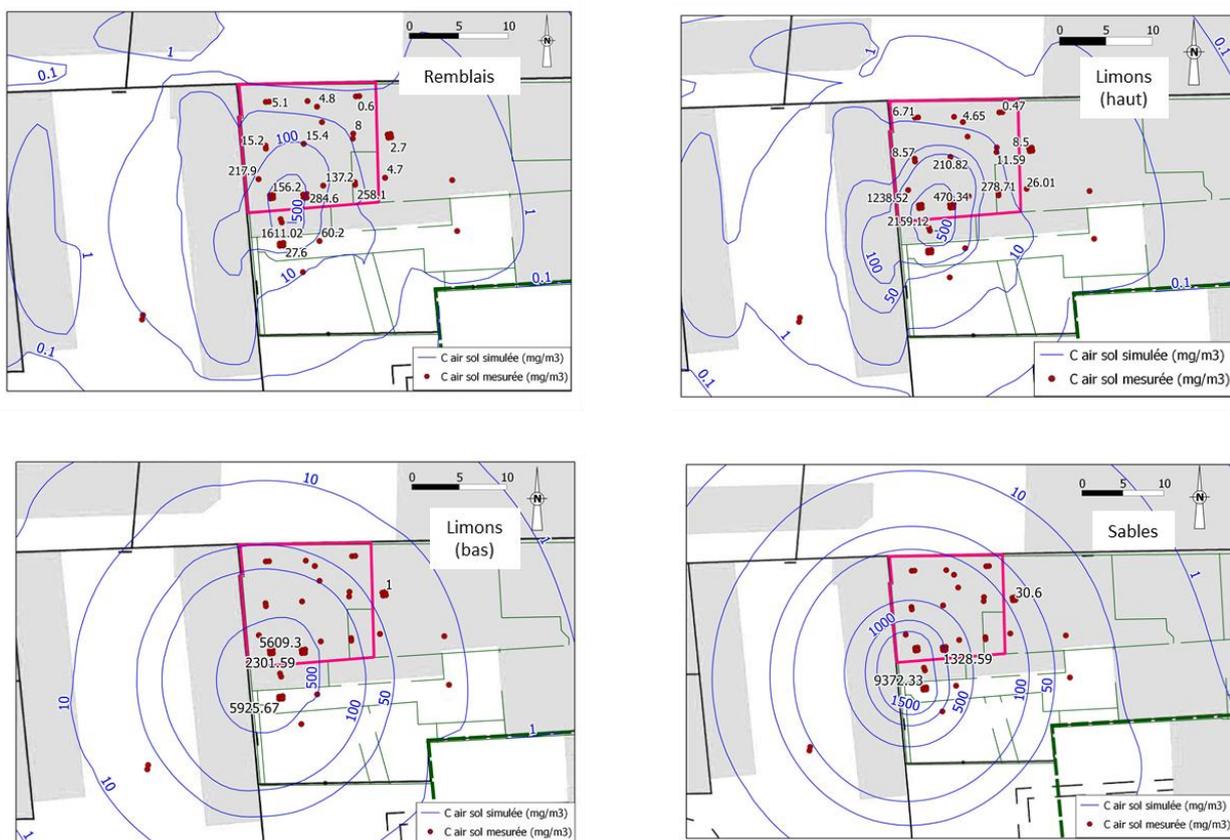


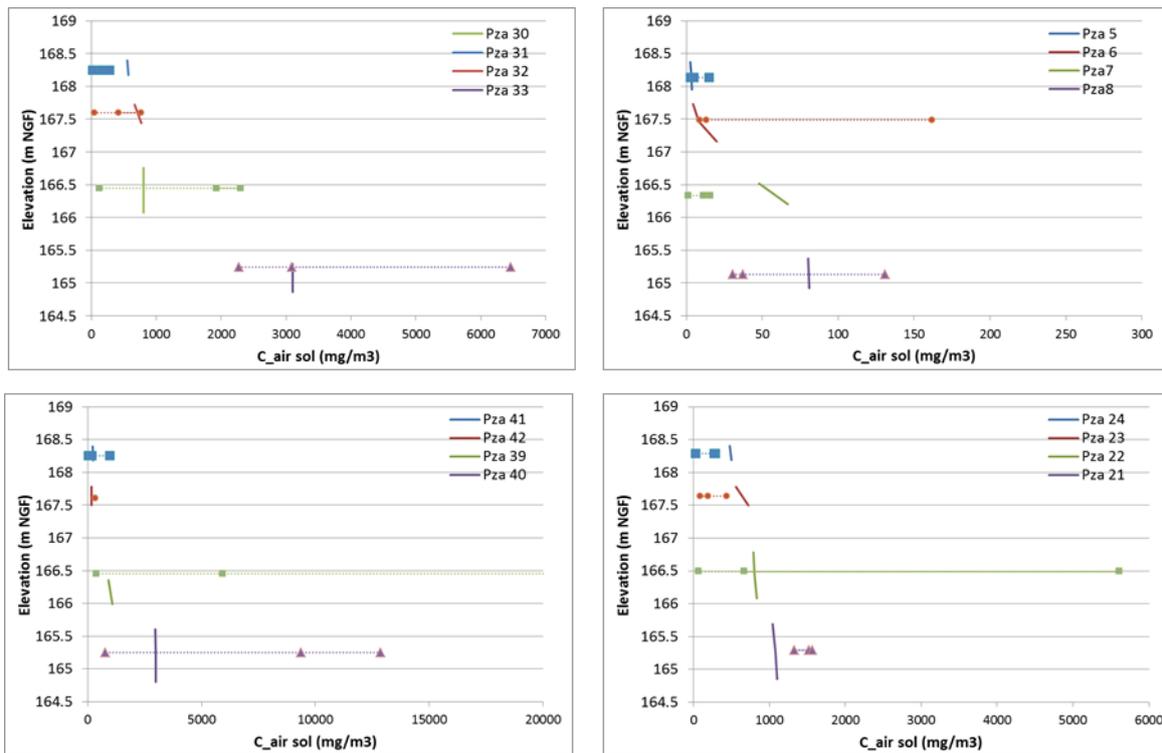
Figure 5 – Concentration dans les gaz du sol dans les différents horizons lithologiques (campagne de mars 2012)

Profils de concentrations sur les quadruplets (Figure 6)

La comparaison des profils de concentrations est illustrée au droit des 4 quadruplets de piezaires réalisés : i) deux dans l’atelier proches de la source : pza30 à 33 et pza21 à 24, ii) un en extérieur sous dalle au sud de l’atelier également proche de la source : pza39-42 et iii) un en dehors de l’atelier au droit du bâtiment contigu à l’est où les concentrations sont sensiblement plus faibles : pza5 à 8.

Compte tenu de la variabilité temporelle des mesures de concentrations en ces ouvrages (en partie associée à des phénomènes transitoires de saturation en eau des terrains voir annexe 8 et étude de sensibilité au § 1.5.1), les

concentrations simulées en régime permanent reproduisent globalement bien les profils (ils sont dans les gammes de mesures).



Traits continus : concentrations simulées,
 Traits pointillés avec marqueurs : concentrations mesurées sur toutes les campagnes

Figure 6 – Profil verticaux de concentration aux droits de 4 quadruplets de piézairs

Comparaison globale non spatialisée (Figure 7)

Enfin, la confrontation globale des résultats du modèle aux mesures de terrain montre une bonne estimation des ordres de grandeur des teneurs dans les gaz des sols par le modèle à l'exception de quelques points notamment hors site. Cela peut s'expliquer par le fait que le modèle est moins précis hors du site (maillage plus grossier) et, pour le point le plus éloigné, par un possible effet des limites du modèle.

La grande variabilité des concentrations mesurées dans les gaz du sol (les barres verticales représentent les écarts min et max à la moyenne des campagnes présentées en annexe 8) explique que le calage en régime permanent des concentrations se soit focalisé sur la gamme de concentration mesurée.

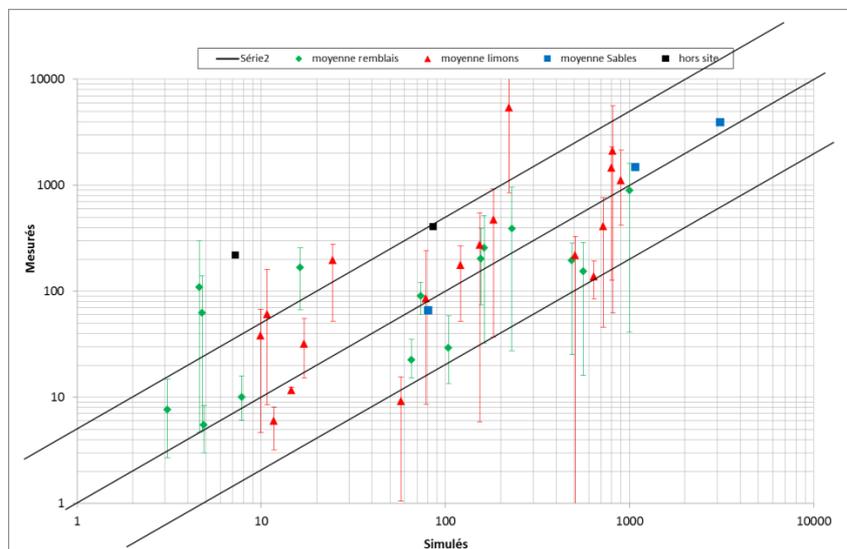


Figure 7 – Concentration dans l'air des sols simulées versus mesurées en mg/m³ (moyennes et gammes sur toutes campagnes)

1.4.3 Flux massiques à l'interface sol (ou dalle) – air

Les flux de polluants simulés à l'interface sol – air ou dalle – air au droit du bâti et à proximité sont présentés sur la Figure 8, si les valeurs de flux sont différentes entre mars et juin 2012, l'allure des courbes d'iso-émissions vers l'air est similaire.

La comparaison avec les mesures de flux dans le bâti montre que le modèle restitue bien la variation des émissions à l'échelle de l'atelier. Par contre, les hétérogénéités maille à maille de flux ne sont pas reproduites, en effet, le flux mesuré entre 2 mailles consécutives peut varier jusqu'à 2 ordres de grandeur du fait des hétérogénéités de la dalle. L'absence de données suffisantes pour modéliser les hétérogénéités spatiales de la dalle (considérée comme un milieu homogène dans le modèle) ne permet pas la restitution de ces variations locales.

Pour les deux campagnes, les flux massiques modélisés vers l'air intérieur de l'atelier sont les suivants.

- En mars 2012, les flux de polluants simulés entrant dans le bâtiment varient de 0.003 à 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ avec un flux total entrant de 3,6 g/j supérieur à la mesure comprise entre 1,1 et 2,6 g/j²⁹
- En juin 2012, les flux de polluants simulés entrant dans le bâtiment varient de 0,004 à 0,63 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ avec un flux total entrant de 1,3 g/j légèrement supérieur à la mesure comprise entre 0,4 et 1,1 g/j.

La modélisation de flux supérieurs à ceux mesurés (de moins d'un facteur 3) est à mettre en parallèle de mesures éventuellement sous-estimées. En effet, comme présenté en annexe 8, malgré la densité des mesures de flux (70 mesures), celles-ci ne concernent que 10 % de la surface de la dalle. La probabilité de ne pas avoir identifié des transferts privilégiés au sein de la dalle est donc non négligeable. Ainsi, il convient davantage d'analyser le résultat du modèle au regard des concentrations modélisées dans l'air intérieur (voir § 1.4.4).

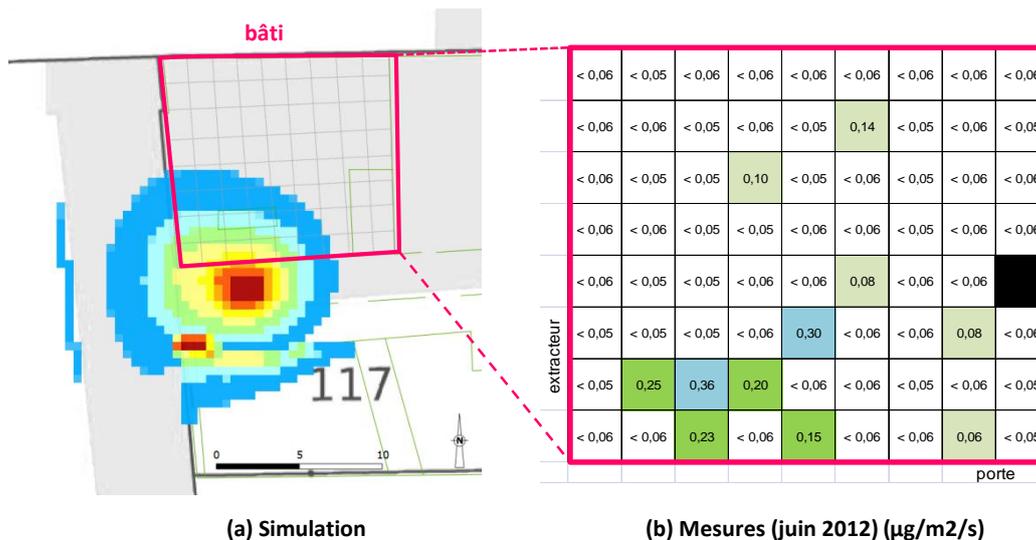


Figure 8 – Flux de polluants simulés à l'interface sol – air et comparaison aux mesures

En extérieur, dans la mesure où les flux sont fortement dépendant du profil de saturation en eau des terrains, l'analyse des flux simulés au regard des flux mesurés est conduite au § 1.5.1. Pour la situation de référence (profil de saturation en eau résiduel), les flux vers l'atmosphère à l'échelle de la zone modélisée de 10 km² est de 3.7 g/j (en mars 2012) auquel s'ajoute le flux entrant dans l'atelier qui constitue donc une part non négligeable du flux total vers l'atmosphère.

1.4.4 Concentrations dans l'air intérieur

Les concentrations modélisées dans l'air intérieur pour ce modèle de référence sont présentées ci-dessous au regard des mesures réalisées à ces périodes :

- 64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en été (juin 2012). Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en juin 2012 comprises entre 8 et 550 avec une moyenne de 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

²⁹ Compte tenu du nombre de maille où le flux n'est pas mis en évidence, deux calculs sont présentés en annexe 8 prenant une valeur de flux de 0 en ces mailles ou une valeur correspondant à la limite de détection de la méthode.

- 179 µg/m³ en hiver (mars 2012). Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en mars 2012 comprises entre 60 et 560 avec une moyenne de 230 µg/m³

Avec les paramètres retenus présentés dans le Tableau (dont $k_{remblais} = 2.10^{-10} \text{ m}^2$, $k_{dalle} = 2.10^{-11} \text{ m}^2$), les concentrations modélisées dans l'air intérieur sont dans la gamme de celles mesurées, de l'ordre de grandeur de la moyenne des mesures avec une légère sous-estimation inférieure à un facteur 2. Par ailleurs, la modélisation permet de rendre compte de l'augmentation des concentrations moyennes entre juin et mars 2012.

Ainsi, compte tenu des incertitudes sur le terme source (ici considéré identique en hiver et en été) et sur les paramètres de transfert le résultat calculé est satisfaisant.

1.5 ETUDE DE SENSIBILITE AUX PARAMETRES

Les analyses de sensibilités présentées au § 1.5 correspondent en partie aux tests de calage dont les résultats sont repris en annexe 9-C.

1.5.1 Influence de la saturation en eau des sols

L'objectif de cette partie est d'étudier l'influence du profil hydrique dans la zone non saturée (ZNS) sur le transfert de composés volatils vers la surface du sol.

Il est important de noter que les simulations sont effectuées en régime permanent, c'est-à-dire à profil en eau constant. Pourtant, le profil en eau en ZNS peut varier plus ou moins fortement au cours du temps (cf. Figure 9³⁰). Dans les simulations suivantes, il n'est pas cherché à décrire une réalité mais à évaluer les gammes de variations potentielles de la concentration et du flux avec la teneur en eau en ZNS.

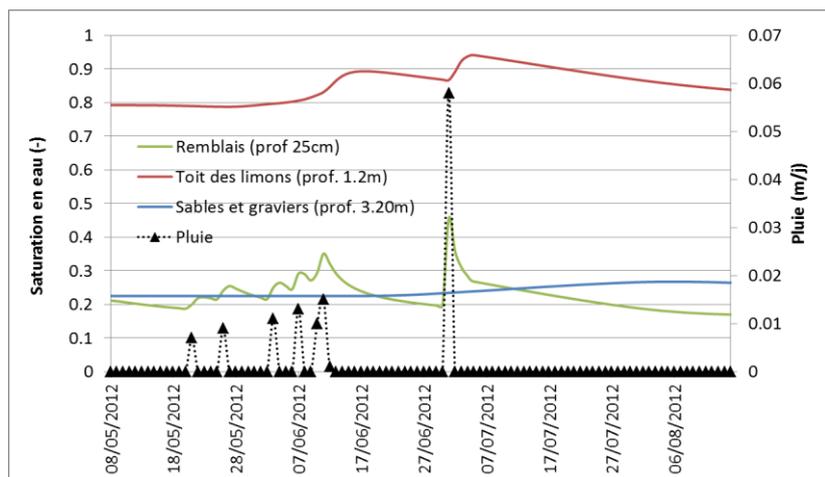


Figure 9 – Variation temporelle de la saturation en eau

Deux simulations sont comparées :

- l'une avec un profil hydrique à l'équilibre dans la ZNS, c'est-à-dire quand le milieu est « sec » (profil vert sur la Figure 10) ;
- l'autre avec un profil dit « humide » correspondant au profil de saturation en eau 3 jours après une forte pluie (pluie de 78 mm du 1er juillet 2012) (cf. profil bleu sur la Figure 10).

Tous les autres paramètres sont identiques par ailleurs, seuls sont présentés ci-contre les paramètres différents du modèle de référence du Tableau 1.

Paramètres spécifiques de l'étude de sensibilité de la pluie
$k_{dalle} = 10^{-16} \text{ m}^2$
$k_{remblais} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$
Depression int-ext = 0,7 Pa

Au droit des surfaces recouvertes, le milieu souterrain est naturellement moins impacté par les variations de profil hydrique que dans les zones non recouvertes.

³⁰ Cette figure est issue d'une simulation d'infiltration d'eau de pluie en régime transitoire. Le modèle décrit ci-dessus a été utilisé. Dans cette simulation, la phase gaz est fixe (immobile) et l'eau est la phase mobile. La chronique de pluie introduite dans le modèle correspond aux mesures faites sur le site lors de la période indiquée sur le graphe.

Sous le bâti, la saturation en eau simulée dans les remblais et dans les sables et graviers est semblable dans les deux simulations, tandis que la saturation en eau dans les limons est légèrement supérieure dans le profil humide (Figure 10, à gauche). Cela a pour conséquence des concentrations plus forte dans les sables et graviers (+62 % en moyenne sous l’atelier) et, dans une moindre mesure, dans les limons (Figure 10, au centre). Inversement la concentration dans les remblais est légèrement inférieure (-17 % en moyenne sous l’atelier).

L’étalement du panache est très marqué dans les zones non recouvertes où les limons sont gorgés d’eau (ils sont saturés en tête de formation). Les concentrations dans les niveaux inférieurs sont ainsi largement supérieures (jusqu’à un facteur 10 dans la zone supérieur des limons au droit du Pza11 (Figure à droite). L’étalement du panache horizontalement induit des concentrations plus élevées, et donc un impact potentiellement plus fort dans les gaz du sol, hors du site (Figure à droite sur le BPz1-2).

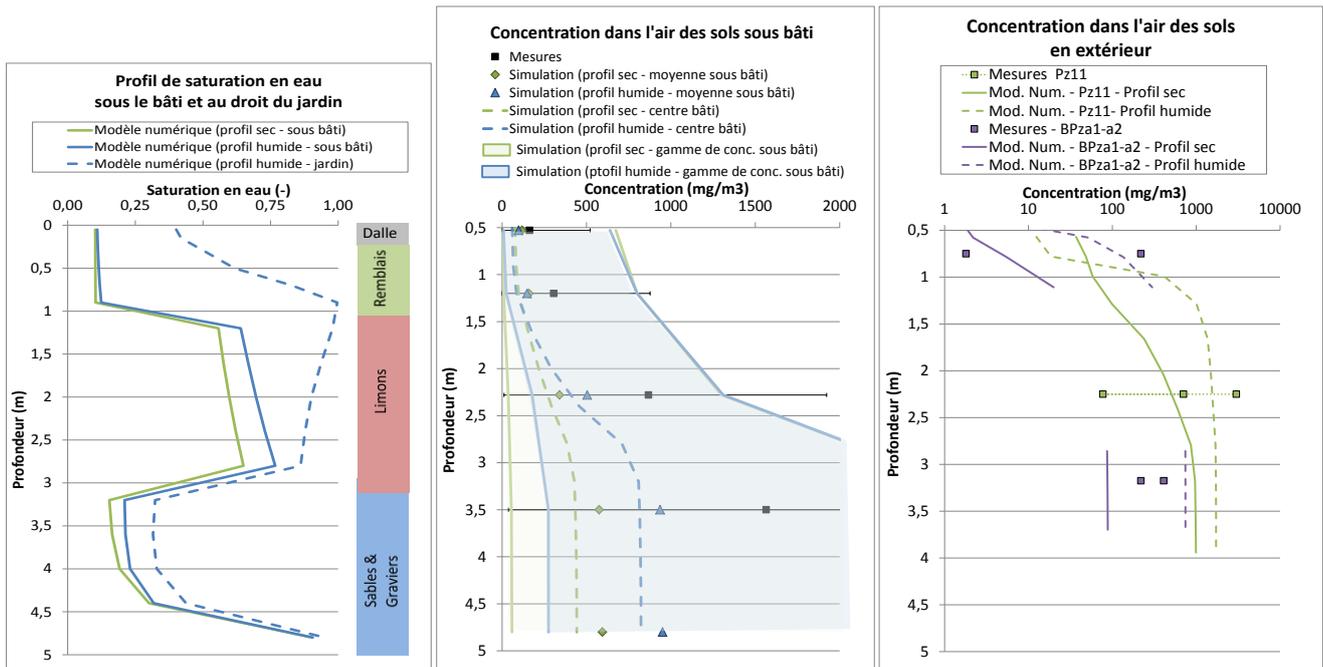


Figure 10 – Influence de la saturation en eau – Concentrations dans l’air des sol simulées

La Figure 11 ci-contre présente les concentrations simulées dans les gaz du sol suivant la coupe AA' (cf. Figure 1).

Elle montre la diffusion horizontale du panache de pollution dans les sables et graviers et la partie basse des limons plus importante lorsque les limons sont fortement saturés en eau (profil humide).

Cette extension de panache se traduit cependant par des flux vers l’atmosphère 65 fois plus faibles (0,001 µg/m²/s au droit de pza11), associés à la limitation de la propagation des pollutions par l’horizon des limons.

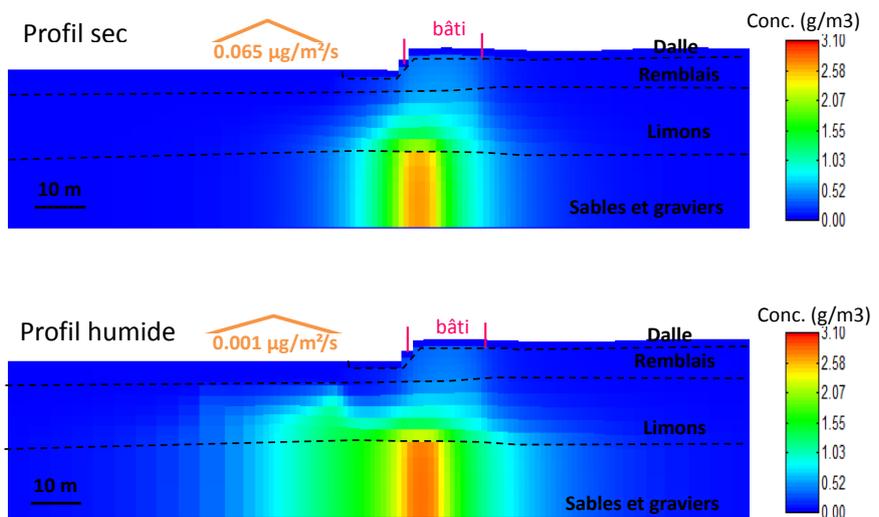


Figure 11 – Influence de la saturation en eau – coupe verticale de la concentration dans l’air des sols

Comme au droit de pza11, au droit du doublet de piezairs pza1-a2 situés à 15 mètres à l’ouest de l’atelier, les flux simulés sont de 0,0065 et 0,0001 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ respectivement pour un profil sec et humide. Ces différences sont à mettre en regard des mesures réalisées sur ce doublet (voir annexe 8) variant de <0.0001 à 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.

Vers l’air de l’atelier, le débit total entrant dans le bâti est légèrement inférieur lorsque le profil en eau est humide (limitation des transferts ascendants) comparé à une situation avec un profil sec (-20%).

Ce test de sensibilité met ainsi en évidence l’impact du profil hydrique sur les transferts. Dans le cas du site atelier où la source de pollution se trouve à la fois dans les zones couvertes et non couvertes en limite de l’atelier, il y a peu d’effet sur les transferts vers le bâti. Par contre, l’influence sur les transferts vers l’air extérieur est très marquée.

Ainsi, il est recommandé de porter une attention particulière aux profils de saturation en eau en ZNS si la source de pollution est au droit d’une zone non recouverte, le flux de volatil vers la surface sera très dépendant de la pluie qui s’infiltré, un bâtiment situé latéralement par rapport à la source sera également variablement impacté suivant l’étalement horizontal du panache et les hétérogénéités de lithologie.

1.5.2 Influence des propriétés de diffusion de la dalle

Les paramètres de porosité et teneur en eau de la dalle retenus dans le modèle de référence (Tableau 1) conduisent à un rapport D_0/Deff de 500.

Dans la présente étude de sensibilité, trois coefficients de diffusion ont été testés pour la dalle correspondant à des rapports entre le coefficient de diffusion du PCE dans l’air et celui dans la dalle (D_0/Deff) de 50, 500 et 2000. La gamme étendue permet d’intégrer les mesures réalisées aux différentes échelles lors du projet Fluxobat et les données de la littérature (Marzougui, 2013, Musielak, 2012 et Cavaleri, 2005).

Tous les autres paramètres sont égaux par ailleurs, ils sont synthétisés ci-contre, seuls sont présentés les paramètres différents du modèle de référence du Tableau 1.

Paramètres spécifiques de l’étude de sensibilité sur la diffusion à travers la dalle
$D_0/\text{Deff} = 50, 500, 2000$
$K_{\text{dalle}} = 8.10^{-14} \text{ m}^2$
$K_{\text{remblais}} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$
Depression int-ext = 4 Pa
Profil Sw = sec

La Figure 12 suivante présente les débits massiques entrant dans l’atelier et les concentrations dans l’air intérieur ainsi simulés.

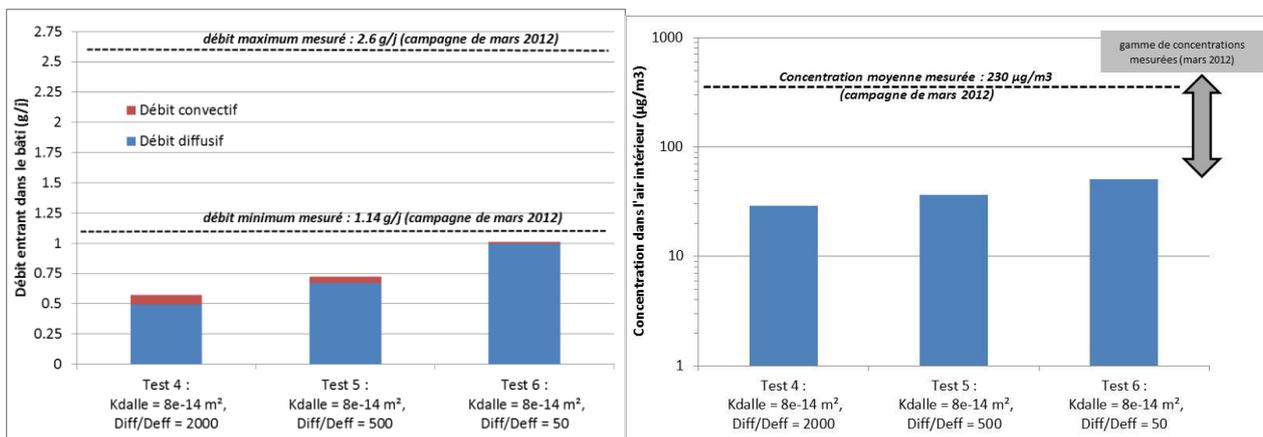


Figure 12 – Influence du coefficient de diffusion de la dalle – à gauche : débit massique entrant dans le bâti ; à droite : concentration de COV dans l’air intérieur

Avec la perméabilité de dalle retenue (8.10^{-14} m^2), le flux est essentiellement diffusif (nombre de Péclet inférieur à 0,1 pour D_0/Deff de 2000), la part convective du flux calculée est mineure (1 à 14 %). Dans ces conditions, les simulations réalisées montrent que l’augmentation du coefficient de diffusion dans la dalle (Deff) conduit à une augmentation sensible du flux total vers l’air intérieur de l’atelier. Ceux-ci sont respectivement de 0,56 ; 0,72 et 1,0 g/j pour des rapports D_0/Deff de 2000, 500 et 50 (Figure 12 à gauche)

Il est intéressant de noter que parallèlement à cette augmentation du flux, les concentrations en PCE dans les remblais sous la dalle sont significativement diminuées de 177 à 37 mg/m³ pour des rapports D0/Deff de 2000 et 50 (elle est de 112 mg/m³ pour D0/Deff = 500).

Ainsi, l'étude de sensibilité conduite sur la diffusion dans la dalle montre que celle-ci peut avoir une influence majeure sur les concentrations sous dalle et les flux vers le bâtiment (respectivement d'un facteur 5 et 2) pour des dalles présentant une perméabilité faible (inférieure à 8.10⁻¹⁴ m²). Pour le site atelier, celle-ci n'est pas de nature à sensiblement modifier les ordres de grandeur de concentration dans l'air intérieur.

1.5.3 Influence de la perméabilité de la dalle

La perméabilité de la dalle retenue dans le modèle de référence (Tableau 1) est de 2.10⁻¹² m². La dalle ayant une saturation résiduelle en eau uniforme, cette perméabilité correspond à la perméabilité effective au gaz.

Dans la présente étude de sensibilité, la perméabilité de la dalle a été testée entre 10⁻¹⁶ m² et 2.10⁻⁹ m².

Les mesures effectuées sur le site atelier montrant des perméabilités de l'ordre de 10⁻¹⁶ pour les mesures sur carottes et pouvant atteindre 2.10⁻¹² m² au maximum pour les mesures in situ (voir annexe 8). Par ailleurs, la borne haute choisie pour le test de sensibilité (perméabilité de 2.10⁻⁹ m²) correspond à la valeur que le RIVM (2008) recommande de prendre en l'absence de mesure (dalle de mauvaise qualité).

Tous les autres paramètres sont égaux par ailleurs. Les paramètres différents du modèle de référence sont synthétisés dans le Tableau ci-contre.

Paramètres spécifiques de l'étude de sensibilité sur la perméabilité de la dalle
$k_{dalle} = 10^{-16}$ à 2.10^{-9} m ²
$k_{remblais} = 2.10^{-12}$ m ²
Depression int-ext = 4 Pa
Profil Sw = sec

Le Tableau 2 présente les résultats des simulations conduites de manière synthétique.

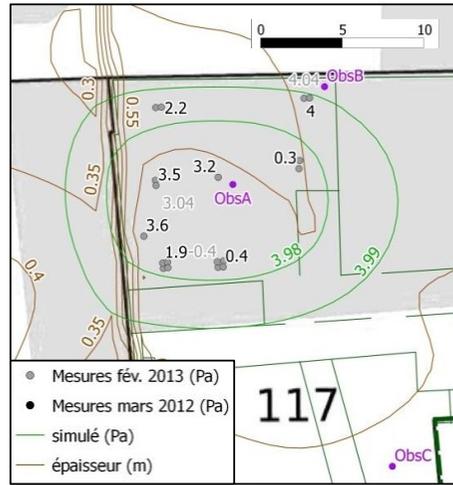
Paramètre de dalle (k en m ²) (remblais à k=2e-12 m ²)	$k_{dalle} = 1e-16$ m ²	$k_{dalle} = 8e-14$ m ²	$k_{dalle} = 7e-12$ m ²	$k_{dalle} = 2e-9$ m ²
dp appliqué	4	4	4	4
dp sous dalle	4,0	1,2	0,2	0,2
C air sol sous dalle (mg/m ³)	118	118	113	67
Q total entrant dans le bâti (Q AI) (g/j)	0,68	0,72	0,96	2,54
Qsoil (m ³ /j)	0,01	0,4	4,3	781
Concentration AI (µg/m ³)	34	36	48	128

Tableau 2 – Sensibilité des concentrations et flux à la perméabilité de la dalle

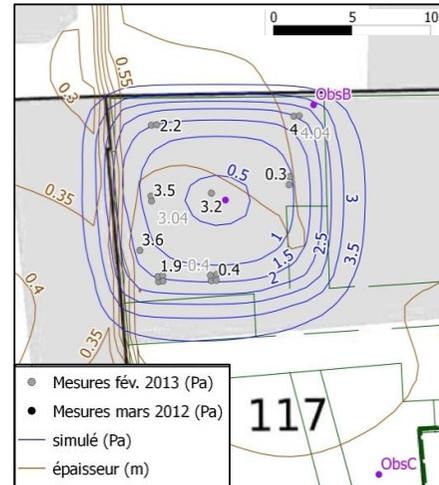
Débit d'air et Dépressions

Le débit d'air traversant la dalle est directement proportionnel à la perméabilité de la dalle, le Tableau 2 montre que pour une perméabilité des remblais de 2.10⁻¹² m², les débits d'air augmentent de moins de 0,4 m³/j pour une perméabilité de dalle de 10⁻¹⁶ m² et 8.10⁻¹⁴ m² à 4 m³/j puis 781 m³/j pour une dalle avec une perméabilité de 2.10⁻⁹ m². Il est important de noter qu'à cette perméabilité élevée, ce sont les remblais sous-jacents qui constituent le frein à l'écoulement d'air.

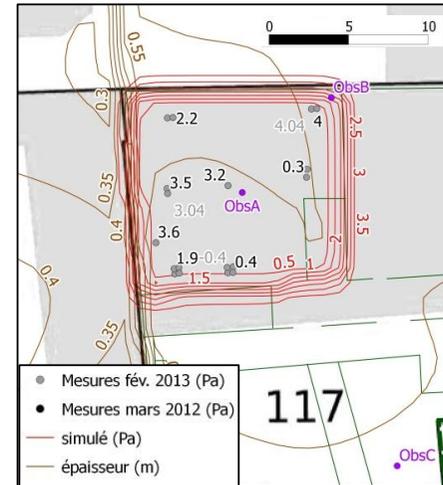
La figure 13 présente les champs de dépression dans les sols (pression dans l'air des sols - pression dans l'air intérieur du bâti) pour les différentes perméabilités testées.



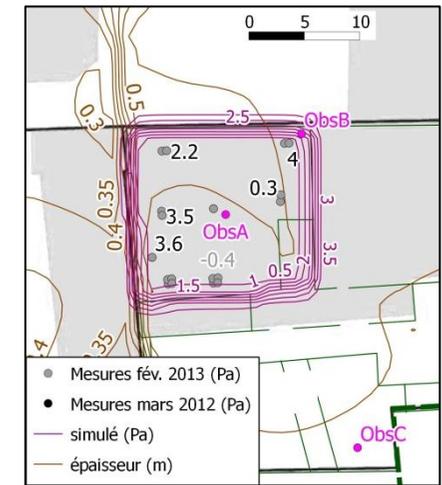
(a1) champs de dépression sous la dalle ($k_{dalle} = 10^{-16} \text{ m}^2$)



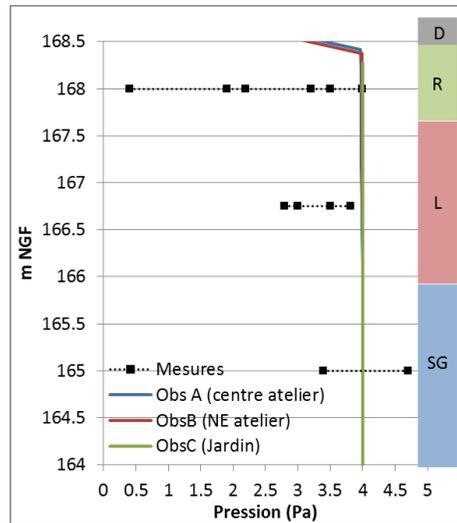
(b1) champs de dépression sous la dalle ($k_{dalle} = 8.10^{-14} \text{ m}^2$)



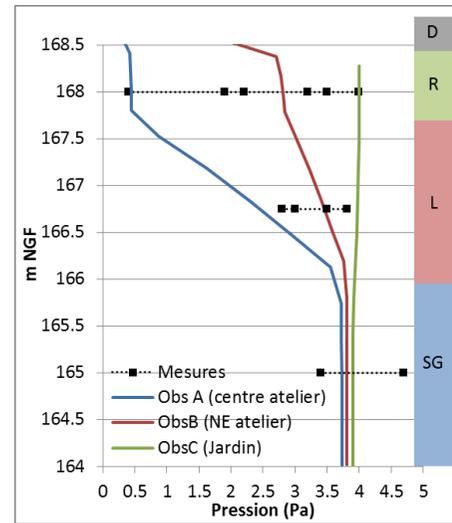
(c1) champs de dépression sous la dalle ($k_{dalle} = 7.10^{-12} \text{ m}^2$)



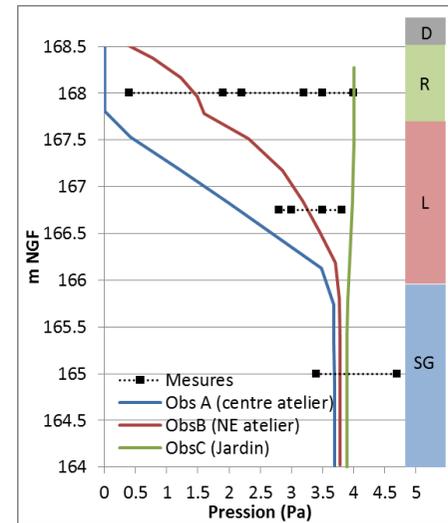
(d1) champs de dépression sous la dalle ($k_{dalle} = 2.10^{-9} \text{ m}^2$)



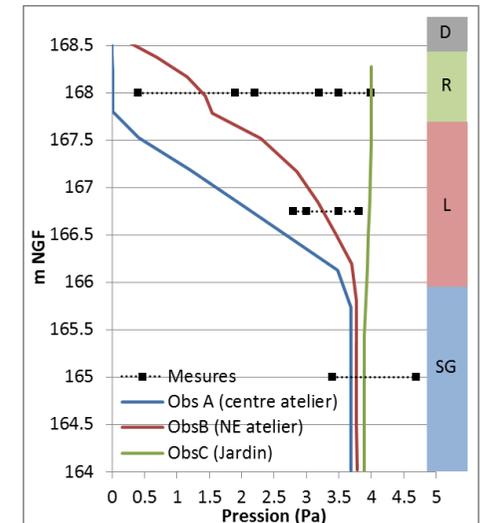
(a2) profils verticaux de dépression ($k_{dalle} = 10^{-16} \text{ m}^2$)



(b2) profils verticaux de dépression ($k_{dalle} = 8.10^{-14} \text{ m}^2$)



(c2) profils verticaux de dépression ($k_{dalle} = 7.10^{-12} \text{ m}^2$)



(d2) profils verticaux de dépression ($k_{dalle} = 2.10^{-9} \text{ m}^2$)

Figure 13 – Influence de la perméabilité de la dalle sur les champs de dépression (air des sols – air intérieur)

La Figure 13 montre que :

- pour une perméabilité de 10^{-16} m^2 , la dépression ne se propage pas dans l'air de sols : la pression dans ce compartiment correspond à la pression atmosphérique. Le transport de polluant dans le milieu souterrain se fait donc uniquement par diffusion dans ce cas ;
- pour les perméabilités de dalle testées dans la gamme des mesures in situ (8.10^{-14} , 7.10^{-12} , 2.10^{-9} m^2), le champ de pression se propage davantage. La dépression dans le sol à proximité de la surface est comprise entre 0.5 et 3 Pa pour une perméabilité de la dalle de 8.10^{-14} m^2 tandis qu'elle est plus uniforme et plus faible pour des perméabilités supérieure à 7.10^{-12} m^2 , elle est sur la majeure partie de la dalle inférieure à 0,5 Pa dans les remblais.

L'extension latérale de la dépression est liée à la présence de surfaces limitant l'arrivée d'air atmosphérique en périphérie de l'atelier (sauf au nord), ainsi pour une perméabilité de dalle de 7.10^{-12} m^2 ; voire 2.10^{-9} m^2 , le champ de dépression est plus limité (Figure 13 -c1, d1).

En profondeur La comparaison des profils verticaux mesuré figure 13) aux résultats des modélisations (figure 13 et Figure 14 ci-contre) montre que les dépressions mesurées sont plus hétérogènes à proximité de la dalle qu'en profondeur, où la dépression est modélisée jusqu'à la base des limons soit à environ 2.5 m de profondeur.

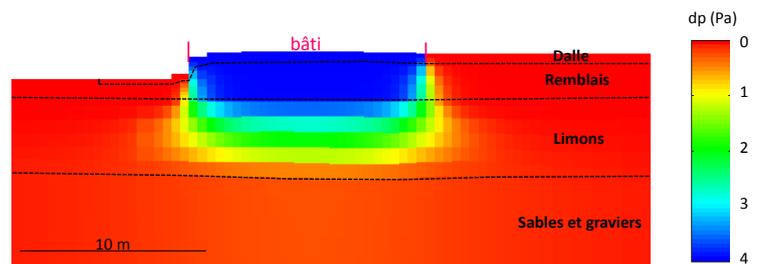


Figure 14 – Coupe verticale de la dépression (atmosphère – air des sols) pour $k_{\text{dalle}} = 7.10^{-12} \text{ m}^2$ et $k_{\text{remblais}} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$

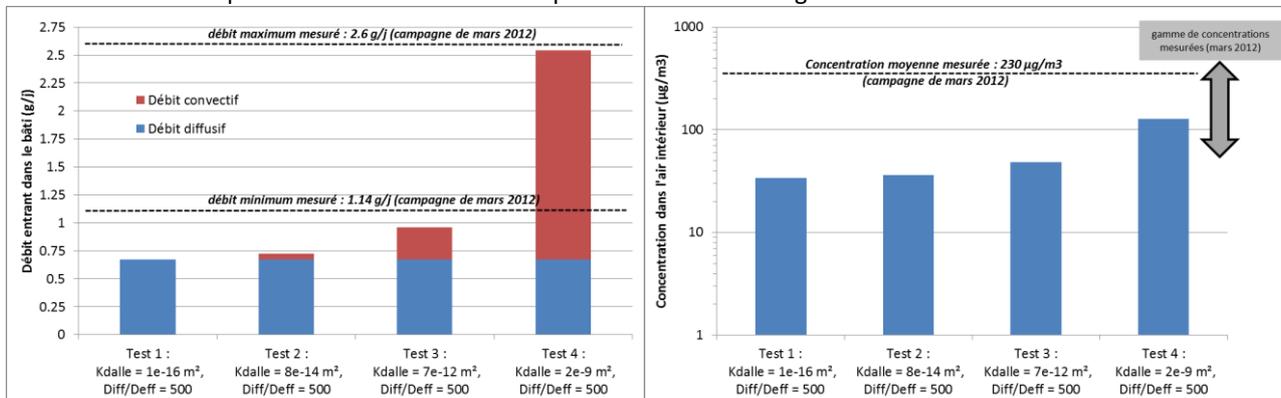
Concentrations dans les gaz de sols

Les teneurs moyennes sous la dalle dans la partie haute des remblais sont très proches (de 113 à 118 mg/m^3) pour une perméabilité de dalle comprise en 10^{-16} et 7.10^{-12} m^2 , elles ne sont pas modifiées par la dépression (que ce soit 4 ou 0.7 Pa). Le faible transfert majoritairement diffusif vers l'air intérieur ne conduit pas à un appauvrissement des concentrations sous dalle. Pour une perméabilité de dalle de 2.10^{-9} m^2 , l'augmentation significative du flux d'air à travers la dalle conduit à réduire les concentrations sous dalle (elles sont simulées à 67 mg/m^3 et 79 mg/m^3 respectivement pour des dépressions de 4 et 0.7 Pa).

Flux de polluant vers l'air intérieur et concentrations induites

La

Figure 15 présente la part de flux convectif et de flux diffusif³¹ pour chaque jeu de paramètres testé. Le flux total de composé volatil entrant dans le bâti varie entre 0.7 g/j ($k_{\text{dalle}} = 10^{-16}$ ou 8.10^{-14} m^2) et 2,5 g/j ($k_{\text{dalle}} = 2.10^{-9} \text{ m}^2$). Ce flux varie donc faiblement (moins d'un ordre de grandeur) au regard des gammes de perméabilité (plusieurs ordres de grandeur) testés. De plus, les flux sont majoritairement diffusifs sur la quasi-totalité des jeux de paramètres testés. Seul le test avec une perméabilité de 2.10^{-9} m^2 indique un flux convectif significatif.



à gauche : débit massique entrant dans le bâti ; à droite : concentration de COV dans l'air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

³¹ Le flux diffusif est calculé en faisant tourner le modèle sans application d'une dépression au niveau du bâti, le flux total entrant correspond alors au flux diffusif.

Figure 15 – Influence de la perméabilité de la dalle sur les flux et concentrations

Ainsi, l'étude de sensibilité conduite sur la perméabilité de la dalle montre que celle-ci peut avoir une influence majeure sur les flux vers le bâtiment pour des dalles présentant une perméabilité élevée. Pour le site atelier, toutes choses égales par ailleurs (en particulier la perméabilité des remblais à 2.10^{-12} m^2), la perméabilité de la dalle dans la gamme des mesures réalisées (10^{-16} à 2.10^{-12} m^2) n'est pas de nature à sensiblement modifier les ordres de grandeur de concentration dans l'air intérieur. C'est par contre la perméabilité équivalente associant les différents horizons (en particulier la dalle et les remblais qui impacte significativement sur les concentrations dans l'air intérieur, cela est exposé en annexe 9-C.

1.5.4 Influence d'une fissure de retrait sur le pourtour du bâti

Une fissure de retrait, au droit du « mur » périphérique du bâti a été ajouté dans le modèle afin d'étudier l'influence d'une telle fissure sur les transferts. De plus, la fissure en périphérie d'une ancienne fosse dans le bâti (la fosse ayant été comblée et dallée indépendamment de la dalle du bâti, cf. annexe 8) a également été prise en compte dans ce test.

Les fissures ont une épaisseur e de 1 mm (conformément à la valeur recommandée par l'EPA (2001)) et deux perméabilités de fissure sont testées : $k_{\text{fissure}} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$ (perméabilité des remblais sous-jacents à la dalle) et $k_{\text{fissure}} = 8.3.10^{-8} \text{ m}^2$ (perméabilité équivalente à une fissure ouverte suivant la formule de Poiseuille $e^2/12$).

Le reste de la dalle est représenté soit comme un milieu poreux équivalent avec une perméabilité de 10^{-16} m^2 « dalle poreuse », soit comme une interface étanche (empêchant la diffusion et l'écoulement) : « dalle non poreuse ».

Les tests sont effectués avec une dépression int-ext de 4 Pa et une perméabilité des remblais de 2.10^{-12} m^2 .

Représentation de la dalle	Perméabilité de la fissure (m ²)
Dalle poreuse $k_{\text{dalle}} = 10^{-16} \text{ m}^2$	(sans fissure),
Dalle poreuse $k_{\text{dalle}} = 10^{-16} \text{ m}^2$	2.10^{-12}
Dalle poreuse $k_{\text{dalle}} = 10^{-16} \text{ m}^2$	$8,3.10^{-8}$
Dalle non poreuse	2.10^{-12}
Dalle non poreuse	$8,3.10^{-8}$

Le Tableau 3 présente les résultats des simulations conduites de manière synthétique.

Représentation de la dalle	Dalle homogène $K_{\text{dalle}} = 10^{-16} \text{ m}^2$ (test 1)	Fissure de retrait $K_{\text{dalle}} = 1\text{e-}16 \text{ m}^2$ $K_{\text{fissure}} = 2\text{e-}12 \text{ m}^2$ (test 8)	Fissure de retrait $K_{\text{dalle}} = 1\text{e-}16 \text{ m}^2$ $K_{\text{fissure}} = 8,3\text{e-}8 \text{ m}^2$ (test 9)	Fissure de retrait dalle non poreuse $K_{\text{fissure}} = 2\text{e-}12 \text{ m}^2$ (test 10)	Fissure de retrait dalle non poreuse $K_{\text{fissure}} = 8,3\text{e-}8 \text{ m}^2$ (test 11)
dépression moyenne sous dalle (Pa)	4.0	3.9	2.2	3.9	2.2
Conc. moyenne sous dalle (mg/m ³)	118	120	120	309	331
Débit d'air à l'interface sol - bâti (m ³ /j)	0.002	0.015	0.22	0.013	0.22
Débit de COV entrant dans le bâti (g/j)	0.67	0.72	0.74	0.033	0.062
Conc. moyenne dans l'air intérieur (µg/m ³)	34	36	37	2	3

Tableau 3 – Sensibilité des concentrations et flux à une fissure périphérique

La présence des fissures de retrait modifie sensiblement le champ de pression dans l'air des sols sous la dalle (Tableau 3 et Figure 16) la dépression (pression sous dalle – pression air intérieur) varie entre 1.5 et 3 Pa.

En présence d'une dalle étanche (dalle non poreuse), elle peut s'étendre jusqu'à une dizaine de mètres en périphérie du bâti.

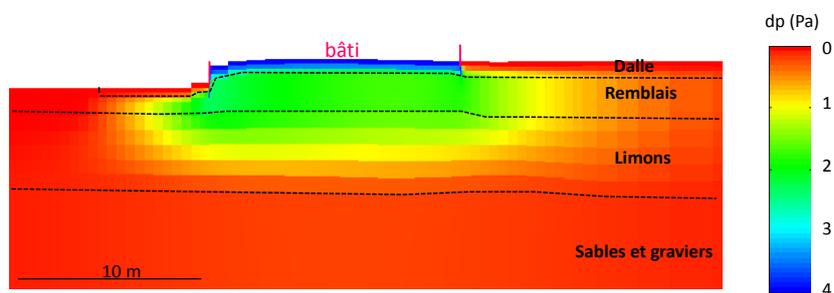


Figure 16 – Influence d'une fissure de retrait – dépression (atmosphère – air des sols) ($k_{\text{dalle}} = 10^{-16} \text{ m}^2$ & $k_{\text{fissure}} = 8.3.10^{-8} \text{ m}^2$)

Les teneurs en composé volatil sous dalle ne sont néanmoins pas modifiées par la présence de la fissure de retrait et ceci probablement en raison de la proximité de la source qui contraint fortement la forme du panache sous la dalle. Cependant, le Tableau 3 et la Figure 16 montrent que les concentrations sous la dalle sont fortement augmentées si la dalle était considérée comme étanche (dalle non poreuse), elles seraient augmentées en moyenne sous l'atelier d'un facteur 3 à plus de 300 mg/m³. Cette schématisation qui correspond à ce qui est pris en compte par certains modèles

analytiques conduit à surestimer les concentrations sous dalle (voir Annexe 9-C). Sur le site atelier, les concentrations mesurées étaient respectivement de 101 et 162 mg/m³ en mars et juin 2012.

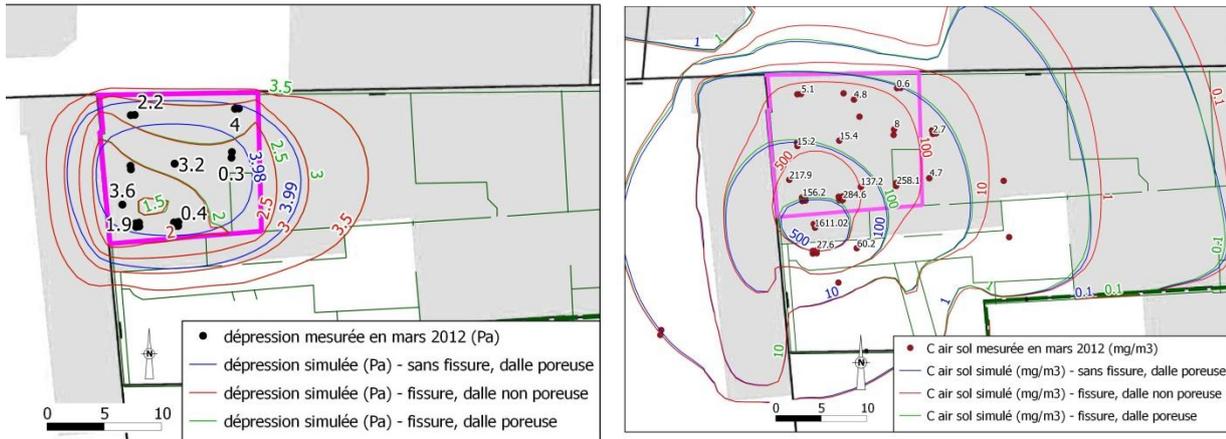


Figure 17 – Influence d’une fissure de retrait – dépression (sous dalle – air intérieur) et concentration dans l’air des sols sous dalle avec $k_{\text{fissure}} = 8.3 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2$

Le flux total de volatil entrant dans le bâti varie peu entre les différentes configurations testées (entre 0.72 et 0.75 g/j). La présence de fissures joue principalement sur la part convective du flux. Le flux convectif est ainsi localisé essentiellement au sud de l’atelier où les concentrations sous dalles sont plus importantes (jusqu’à 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ au droit des fissures proche de la source, Figure 18).

Ce flux reste néanmoins largement inférieur au flux diffusif modélisé à travers la dalle.

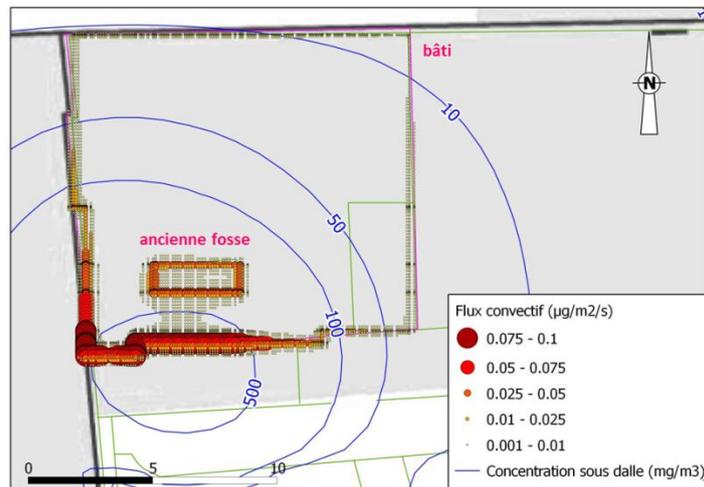


Figure 18 – Influence d’une fissure de retrait – Localisation du flux convectif à l’interface dalle – air ($k_{\text{fissure}} = 8.3 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2$)

Ainsi, l’étude de sensibilité conduite sur l’influence de la fissure périphérique sur le flux vers l’air intérieur montre que celle-ci n’a pas d’influence majeure. Pour le site atelier, toutes choses égales par ailleurs, la présence ou non d’une fissure périphérique n’est pas de nature à sensiblement modifier les ordres de grandeur de concentration dans l’air intérieur.

1.5.5 Influence de la perméabilité des remblais sous dalle

Les deux axes des tests présentés ici concernent concomitamment :

- la représentation des transferts à travers la dalle : ont été considérés soit une dalle poreuse (avec une perméabilité de 5 ou $7.0 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$), soit une dalle non poreuse (étanche) avec une fissure périphérique (de perméabilité de $2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$)
- la perméabilité des remblais testée ici successivement à $2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ (moyenne d'interprétations réalisées à partir des courbes granulométriques des échantillons – voir annexe 8) et $2.10 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ correspondant à la moyenne des mesures sur site.

Les tests sont effectués avec une dépression int-ext de 4 Pa.

Représentation de la dalle et de la fissure	Perméabilité des remblais
Dalle poreuse $K_{dalle} = 7.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$	$K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$
Dalle poreuse $K_{dalle} = 5.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$	$K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$
Dalle non poreuse $K_{fissure} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$	$K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$
Dalle non poreuse $K_{fissure} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$	$K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$

Le Tableau 4 présente les résultats des simulations conduites de manière synthétique.

Représentation de la dalle	Dalle homogène		Fissure de retrait, dalle non poreuse	
	$K_{dalle} = 7.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ $K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ (test 3)	$K_{dalle} = 5.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ $K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ (test 12)	$K_{fissure} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ $K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ (test 10)	$K_{fissure} = 2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ $K_{remblais} = 2.10 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ (test 13)
dépression moyenne sous dalle (Pa)	0.2	1.5	3.9	3.9
Conc. moyenne sous dalle (mg/m3)	107	116	334	295
Débit d'air à l'interface sol - bâti (m3/j)	4.27	32.9	0.0128	1.27
Débit de COV entrant dans le bâti (g/j)	0.96	3.56	0.03	0.27
Conc. moyenne dans l'air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	48	179	2	13

Tableau 4 – Sensibilité des concentrations et flux à la perméabilité des remblais

La Figure 19 ci-contre présente les concentrations dans l'air intérieur modélisées pour quatre situations. Il en ressort que

- la prise en compte d'une dalle poreuse conduit à des concentrations dans l'air intérieur supérieures d'un facteur 14 à 24 à celles calculées pour une dalle non poreuse;
- pour une représentation donnée de la dalle, l'augmentation de la perméabilité des remblais de deux ordres de grandeur conduit à une augmentation des concentrations dans l'air intérieur d'un facteur 4 à 6.

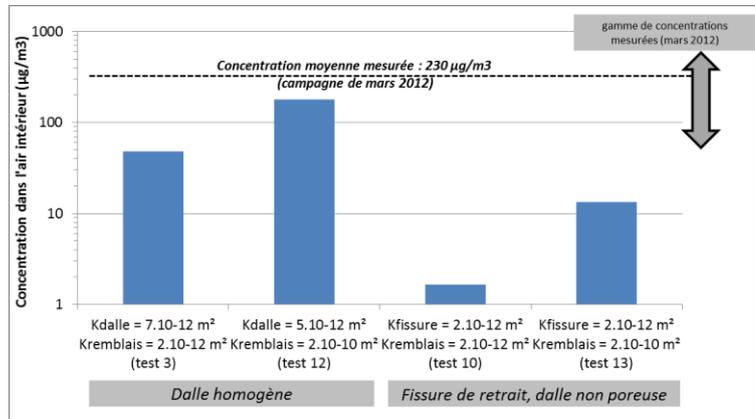


Figure 19 – Influence de la perméabilité des remblais sur les concentrations dans l'air intérieur

1.5.6 Influence des polluants dissous dans la nappe

Le modèle réalisé ne prend pas en compte la pollution présente dans la nappe au droit du site, pourtant les mesures réalisées et présentées en annexe 8 montrent que celle-ci n'est pas négligeable. Afin d'étudier cet impact, une condition aux limites de concentrations imposées dans les gaz des sols est introduite à la base du modèle c'est-à-dire sur le haut de la frange capillaire (Figure).

Dans la présente étude de sensibilité, la perméabilité de la dalle est de 10^{-16} m^2 et celle des remblais de 2.10^{-12} m^2 , ils sont synthétisés ci-contre, seuls sont présentés les paramètres différents du modèle de référence du Tableau 1.

Paramètres spécifiques de l'étude de l'influence de la source nappe
$k_{dalle} = 10^{-16} \text{ m}^2$
$k_{remblais} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$
Depression int-ext = 0,7 Pa
Profil Sw = sec

Les concentrations imposées sont basées sur les concentrations en PCE dissous dans la nappe mesurées (voir annexe 8), un calcul de l'atténuation des teneurs à travers la frange capillaire permet d'en déduire les concentrations équivalentes dans l'air des sols au-dessus de la frange capillaire. Notons que l'atténuation dépend de l'épaisseur de la frange capillaire ; les calculs ont été faits pour deux épaisseurs.

Par la suite, une épaisseur de 15 cm a été retenue.

Cw-nappe (µg/l)	Cgaz au toit de la nappe (mg/m3)	Cgaz au dessus de la frange capillaire (mg/m3)	
		Frange capillaire de 5 cm	Frange capillaire de 15 cm
50	32	8,5	3,4
200	128	34,0	13,5
1000	640	169,9	67,6
5000	3200	849,3	338,2
18000	11520	3057,4	1217,7

Tableau 5 – Influence des polluants dissous dans la nappe – Atténuation des teneurs dans les gaz des sols à travers la frange capillaire

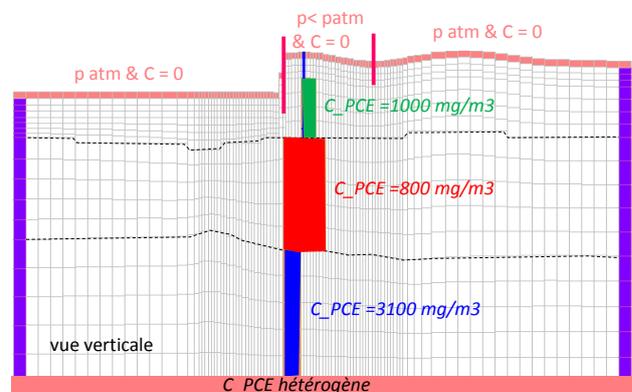
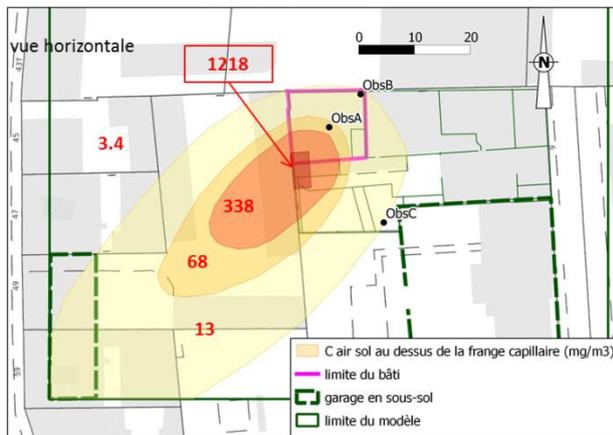
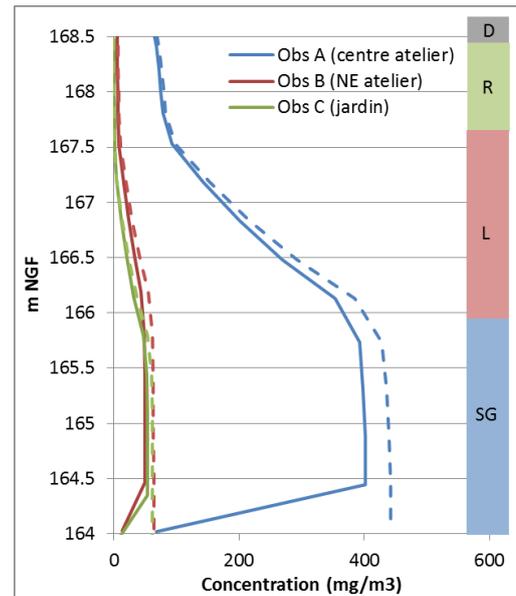


Figure 20 – Influence des polluants dissous – conditions aux limites

Les résultats du modèle indiquent que la présence de polluants dissous dans la nappe influence essentiellement les teneurs dans les gaz des sols proche de la frange capillaire (sur la Figure , la côte 164 m NGF se situe à 20 cm au-dessus du toit de la frange capillaire c'est-à-dire à 35 cm de la nappe). Au-dessus, les teneurs dans l'air des sols sont proches des teneurs simulées sans source dans la nappe (Figure et Figure). Cela est dû au fait que les composés issus de la nappe sont en quantité négligeable comparé à ceux issus de la source située en zone non saturée.

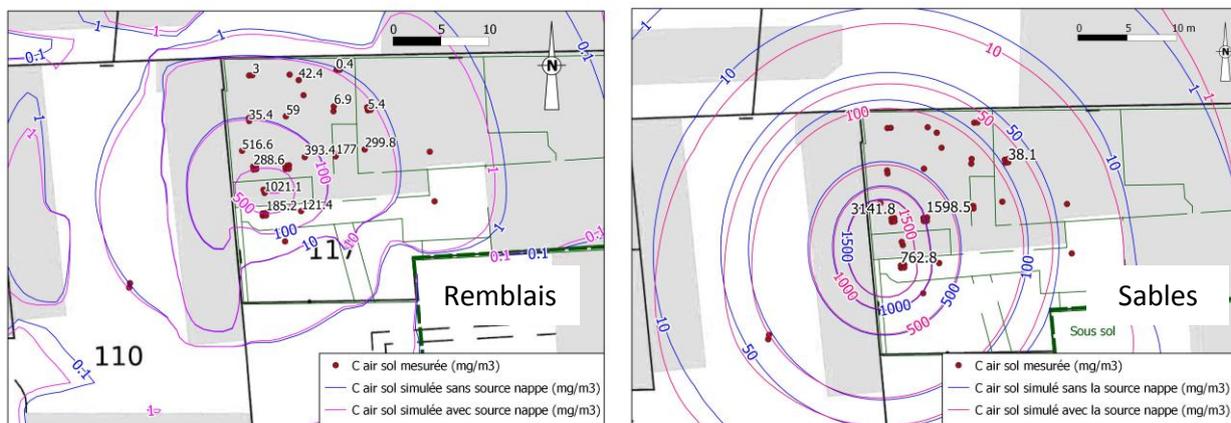
Par conséquent, les flux entrant dans le bâti sont peu modifiés par la présence des composés en nappe (- 3 %).

Enfin, il est intéressant de noter qu'une petite quantité de polluants sort du modèle à sa base (0,16 g/j) indiquant qu'une partie des composés volatilisés est re-dissoute dans la nappe.



en trait plein : avec source en nappe, en trait pointillé : sans source en nappe (cf figure 13 pour la localisation des points d'observation)

Figure 21 – Influence des polluants dissous dans la nappe – Profil vertical de concentrations dans l'air des sols



à gauche : sous la dalle, à droite : à 50 cm au-dessus de la nappe ; campagne de juin 2012

Figure 22 – Influence des polluants dissous – Concentrations dans l'air des sols à deux profondeurs

Ainsi, au droit du site atelier, les concentrations dans les gaz du sol sont essentiellement induites par la présence de sources de PCE dans la zone non saturée, l'apport de la nappe n'est dans ce contexte pas significatif, la frange capillaire conduisant à limiter fortement la diffusion gazeuse. En dehors de l'emprise de l'atelier, il est important de noter que la contribution de la pollution dissoute en nappe sur le panache gazeux est également limitée, la source de l'impact mesuré à 15 mètres en aval (pza1-a2) étant encore fortement influencé par la source en zone non saturée.

1.6 SYNTHÈSE

Le site atelier présente des hétérogénéités de lithologie avec une succession de terrains présentant des paramètres de transfert contrastés, en particulier l'horizon de limons sous-jacent aux remblais constitue un frein aux transferts vers la surface des gaz provenant des sables conduisant à des extensions latérales des panaches gazeux différents entre l'horizon proche de la surface (remblais) et ces sables. Parallèlement, la présence d'une source de pollution par de la phase organique sous une partie de l'atelier et en extérieur touchant à la fois les remblais, les limons et les sables (au-dessus et au sein de la nappe) conduit à des hétérogénéités significatives de concentrations dans les gaz du sol sous l'atelier (des écarts de trois ordres de grandeurs sont mesurés à une distance de 15 mètres).

Face à ce constat, la modélisation numérique des écoulements et du transport de PCE dans la zone non saturée présentait un intérêt majeur pour :

- l'interprétation des mesures réalisées dans les gaz de sol. *En particulier la modélisation conduite a permis de répondre aux questions suivantes : les concentrations mesurées dans les gaz du sol sont-elles associées à un panache gazeux développé du fait de la source située en nappe ou des sources situées dans la zone non saturée ? Peut-on expliquer les profils des concentrations à partir des caractéristiques des horizons lithologiques ? Les mesures de concentration sous dalle donnent elles des résultats cohérents par rapport à celles réalisées à distance de cette interface ? ;*
- l'estimation des concentrations dans les gaz du sol hors site (l'extension du panache en particulier) ;
- et la compréhension des transferts vers l'air intérieur ;

Ces éléments donnant les bases de l'étude des besoins et solutions de remédiation du site.

Enfin, la modélisation présentée a permis de mettre en évidence l'influence des paramètres de transferts suivants :

- les profils de saturation en eau en ZNS jouent un rôle déterminant sur la géométrie des panaches gazeux. Si au droit de l'atelier, cette influence n'est pas significative du fait de la présence de sources en partie sous des dalles, elle l'est en dehors de l'atelier où les concentrations peuvent être modifiées d'un ordre de grandeur ;
- les écarts de concentrations dans l'air intérieur peuvent atteindre deux ordres de grandeur entre la prise en compte d'une dalle non poreuse (comme c'est par exemple le cas dans certains modèles analytiques) et la considération d'une dalle poreuse. Pour une dalle poreuse, les fortes incertitudes sur les paramètres de la dalle ont une influence plus modérée sur les concentrations dans l'air intérieur, pour des gammes de perméabilité et de tortuosité de dalle couvrant plusieurs ordres de grandeur, les écarts de concentrations induites dans l'air intérieur sont inférieurs à un ordre de grandeur ;
- la présence d'une fissure de retrait n'a que peu d'influence sur la teneur moyenne en polluant dans l'air intérieur ;
- la source dans la nappe a ici peu d'effet ici car l'essentiel de la pollution présente dans le bâti est issu de la source particulièrement importante en zone non saturée sur ce site. L'extension du panache gazeux associée à cette pollution en ZNS s'étend au-delà de 30 mètres, à cette distance, les concentrations dans les sables sont encore d'une dizaine de mg/m^3 et dans les remblais de l'ordre du mg/m^3 . La taille de la zone modélisée (bien que de 10 km^2) n'a pas permis d'identifier à quelle distance du site la pollution dissoute en nappe générera un panache gazeux qui pourra devenir prédominant

Comme cela a été évoqué plus haut, il est important de noter que ces conclusions sont propres au site atelier de FLUXOBAT, elles apportent cependant un éclairage qui peut être utile sur de nombreux sites.

ANNEXE 9-B

Modélisations analytiques (modèle 2)

La présente section relative à la mise en œuvre de modélisations analytiques 1D sur le site atelier se décline autour des principaux axes que sont un rappel des modèles utilisés, le choix et la détermination des paramètres d'entrée, certains résultats des modélisations et leur comparaison aux mesures sur site, complétés par des tests de sensibilité. Une comparaison des modèles empiriques, analytiques et numériques est par ailleurs présentée en annexe 9-C.

2.1 PRESENTATION DES MODELES

Les quatre modèles utilisés pour évaluer les concentrations dans l'air intérieur depuis une source dans la zone non saturée, sont présentés au chapitre IV intitulé « Les modélisations (Typologies, fonctionnalités, paramètres et étapes) », et plus particulièrement la conceptualisation du transfert dans la dalle de béton. Ils sont repris dans la section relative au type de modèles « Modèle 2 ». L'annexe 6 reprend quant à elle les principales équations d'écoulement et de transport des modèles analytiques.

2.2 CHOIX DES MODELES ANALYTIQUES

Le guide méthodologique rappelle au paragraphe 7.3.2 les éléments généraux en termes de modèles analytiques disponibles dans la littérature et/ou commercialisés.

Parmi ces derniers, l'annexe 6 présente les quatre approches de modélisation retenues pour le site atelier au regard de ses caractéristiques, comportant notamment un bâtiment avec une dalle de fondation sans cave ni vide sanitaire. Ces modélisations sont basées sur les équations de Johnson & Ettinger, 1991, Yao & *al.*, 2010, Waitz & *al.*, 1996, et Bakker & *al.*, 2008.

Les quatre différentes approches précitées sont utilisées pour la modélisation du site atelier, permettant ainsi la mise en évidence de potentiels écarts associés à une utilisation inadéquate de certains des modèles en termes de conceptualisation notamment de la typologie du soubassement et les phénomènes de transfert associés, et la nécessité de débiter toute démarche de modélisation par la mise en œuvre de schémas conceptuels schématisant le bâti étudié.

L'impact de ces écarts de conceptualisation de la dalle et des fissures et de la schématisation des transferts ne prenant pas en compte systématiquement les mécanismes convectifs et diffusifs, est difficilement appréciable, certaines hypothèses sont cependant avancées dans l'annexe 9-C à l'issue des différentes modélisations réalisées.

Il est à souligner que les développements récents proposés par Diallo (Diallo et *al.*, 2012, Diallo et *al.*, 2013) n'ont pas été intégrés dans le présent projet. Ces derniers portent notamment sur le développement de modèles analytiques fournissant les débits d'air dus à la convection à travers le sol pour différents types de soubassement : dallage indépendant, dalle portée, vide sanitaire et cave, des bâtiments avec des murs enterrés et les soubassements avec un lit de gravier sous le plancher bas étant également traités ; ainsi que sur la prise en compte du transfert couplé des polluants des sols par convection et diffusion auprès des fondations. L'influence des caractéristiques physiques du soubassement d'un bâtiment est commentée dans plusieurs références dont notamment Diallo et *al.*, 2013, Mowris et Fisk., 1988, Abreu et Johnson, 2005, Abdelouhab, 2011.

2.3 DETERMINATION ET CHOIX DES PARAMETRES D'ENTREE DES MODELISATIONS

Comme indiqué dans le guide méthodologique (§ 8) et dans l'annexe 6, les modélisations analytiques nécessitent des paramètres d'entrée, avec le choix de valeurs adaptées aux cas étudiés et aux conceptualisations des phénomènes prises en compte dans les modélisations.

Ces derniers concernent notamment :

- le terme source (concentrations dans les milieux, caractéristiques physico-chimiques de la substance étudiée, etc. ;
- les termes de transfert (les caractéristiques des horizons de sol (épaisseurs des horizons, masse volumique, porosité totale, perméabilité à l'air, etc.), les caractéristiques des bâtiments (dimensions, taux de renouvellement d'air, pressions différentielles, etc.), dont celles des dalles avec des caractéristiques distincts au regard de la modélisation utilisée et de sa conceptualisation de la dalle en béton, etc.

Les modèles analytiques considèrent un transfert vertical à une dimension à partir d'une source de pollution sous-jacente au bâtiment jusque dans l'air intérieur. Afin de comparer les concentrations mesurées dans l'air intérieur à celles modélisées, plusieurs hypothèses doivent être prises notamment sur la profondeur et la concentration en PCE.

Dans le cas du site atelier, les modélisations analytiques ont distingué les configurations suivantes :

- le terme source est localisé dans l'horizon de remblais ;
- le terme source est localisé dans l'horizon de sables.

L'annexe 9-D synthétise les valeurs des paramètres prises en compte dans les modélisations ainsi que leur choix tant pour le terme source (Tableau) que pour les caractéristiques des sols (Tableau), du bâtiment et de sa dalle (Tableau et 14), et le PCE (Tableau). Leurs valeurs sont issues de mesures réalisées sur le site ou de données acquises lors d'autres phases de l'étude FLUXOBAT ou de références bibliographiques.

2.4 RESULTATS DES MODELES ANALYTIQUES ET COMPARAISON AUX CAMPAGNES DE MESURES

Les modélisations analytiques ont été conduites en considérant plusieurs configurations de source de contamination, tant en termes de concentrations que de l'horizon siège de la source de contamination et cela en périodes estivale et hivernale.

Les différents cas traités sont les suivants, avec les valeurs des paramètres de modélisation synthétisées dans des tableaux de l'annexe 9-D :

- la source n°1, située à une profondeur de 0,4 m, avec une concentration équivalente à celle d'équilibre triphasique, respectivement de 128361 mg/m³ en période estivale et de 74922 mg/m³ en période hivernale ;
- la source n°2, située à une profondeur de 0,4 m, avec une concentration maximale mesurée dans les remblais au sein de l'ouvrage Pza 37 dans les remblais, respectivement de 1003 mg/m³ en période estivale et de 1611 mg/m³ en période hivernale ;
- la source n°3, située à une profondeur de 0,4 m, avec une concentration égale à la moyenne pondérée mesurée sous l'atelier dans les remblais (au sein de Pza12, Pza14b-H, Pza17, Pza19, Pza20-H, Pza24, Pza26, Pza27-H, Pza28, Pza31 et Pza34-H), respectivement de 129,3 mg/m³ en période estivale et de 86,6 mg/m³ en période hivernale ;
- la source n°4, située à une profondeur de 3,25 m, avec une concentration égale à la concentration moyenne mesurée au sein de 3 ouvrages (Pza8, Pza21 et Pza33) sous l'atelier dans les sables, respectivement de 1564 mg/m³ en période estivale et de 2606 mg/m³ en période hivernale.

La Figure 23 suivante illustre la comparaison des concentrations modélisées et mesurées en hiver et en été sur le site atelier pour les quatre sources précitées et les quatre modèles étudiés, avec les valeurs de base des paramètres de modélisation, reprises en annexe 9-D.

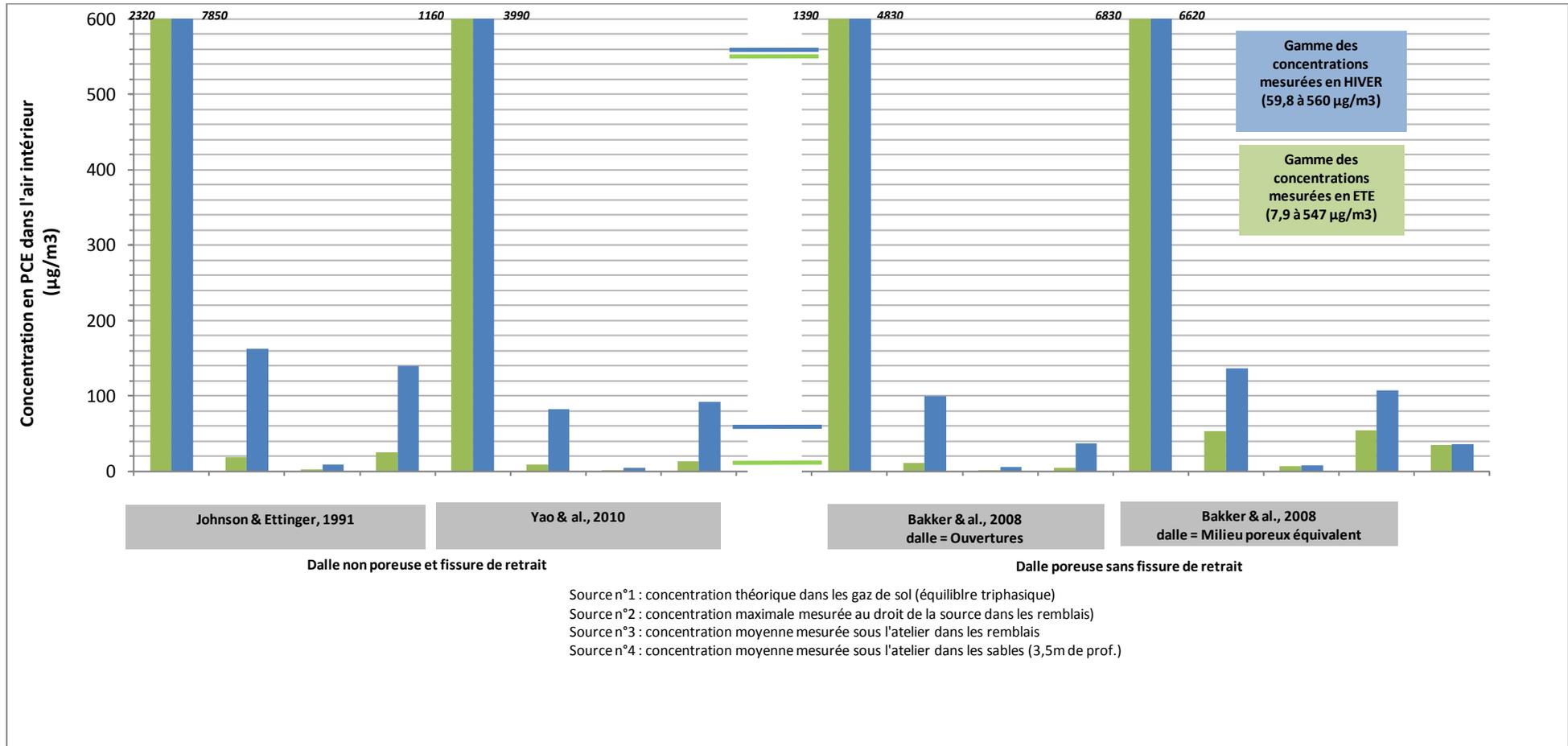


Figure 23 – Comparaison des concentrations dans l'air intérieur modélisées et mesurées

L'analyse de cette Figure montre, pour ces valeurs de paramètres d'entrée, des tendances différentes tenant compte des modèles utilisés et de leur conceptualisation des phénomènes adaptés de manière plus ou moins adéquate à la situation du bâtiment du site atelier. Des éléments sur ces adéquations sont commentés plus en détail dans l'annexe 9-C qui comporte d'autres résultats de comparaison et synthétise les modélisations réalisées avec les modèles 1 (facteurs d'atténuation), les modèles 2 (analytiques) que le modèle 5 (numérique).

Tant pour les modèles avec des fissures périphériques et une dalle non poreuse, que les modèles considérant une dalle poreuse : les concentrations dans l'air intérieur issues des modélisations avec les sources n°2 et n°4, sont globalement du même ordre de grandeur que celles mesurées (dans les gammes basses de concentrations), et plus particulièrement en période hivernale. Quant à l'analyse des résultats de la source n°3, les concentrations modélisées sont systématiquement dans les bornes basses de concentrations, ou inférieures.

Au regard des écarts entre les résultats des modélisations et des mesures, parmi les hypothèses peuvent être mentionnées également des incertitudes sur le choix des valeurs de certains paramètres comme la perméabilité à l'air de la dalle et des sols de remblais. En effet, la modification des valeurs de certains paramètres d'entrée comme ceux précités, conduit à des comportements significativement différents pour les différents modèles utilisés, avec de meilleures concordances, comme cela est commenté plus en détail dans l'annexe 9-C, montrant ainsi l'incidence du choix des valeurs de certains paramètres, tenant compte cependant dans certains cas d'une certaine méconnaissance de certaines caractéristiques.

2.5 ETUDE DE SENSIBILITE SUR LES PARAMETRES SELECTIONNES

Une étude de sensibilité a été conduite pour analyser l'influence de plusieurs paramètres d'entrée sur le coefficient d'atténuation alpha (le rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration mesurée dans les gaz du sol dans la source considérée).

Les simulations ont été réalisées avec certaines valeurs des paramètres d'entrée différentes de celles retenues dans les « modélisations de base » (cf. 2.3), elles concernent plus particulièrement des paramètres de la dalle de béton de l'approche par milieu poreux équivalent et de l'approche par fissures réparties. Cependant ces choix n'ont pas d'incidence majeure sur les tendances observées dans l'étude de sensibilité présentée ci-après.

Dans un premier temps, l'étude de sensibilité n'a modifié la valeur que d'un seul paramètre à la fois et concerne les propriétés du sol, et plus particulièrement celles de l'horizon de remblais dans les sections ci-après, ou de la dalle. Ensuite, les simulations présentées comportent la modification de la valeur de plusieurs paramètres simultanément et cela pour les cas « source n°3 » dans les remblais et « source n°4 » dans les sables (voir § 2.4).

2.5.1 Influence de caractéristiques des sols modifiées individuellement

Influence seule de la porosité ouverte à l'eau

Des tests ont été réalisés pour les trois horizons sous-jacents à la dalle de fondation, qui sont depuis la surface, l'horizon des remblais, celui des limons et ensuite celui des sables.

Le Figure 24 ci-dessous montre l'incidence de la porosité ouverte à l'eau sur le coefficient d'atténuation, avec des gammes de variation différentes au regard du modèle utilisé, et dont la tendance atteint une asymptote.

La porosité ouverte à l'eau influence le coefficient de diffusion global dans les gaz du sol. Cette influence n'est significative que pour les modèles et configurations pour lesquels le transfert par diffusion domine. C'est principalement le cas pour le modèle Bakker & al. (2008) – dalle poreuse.

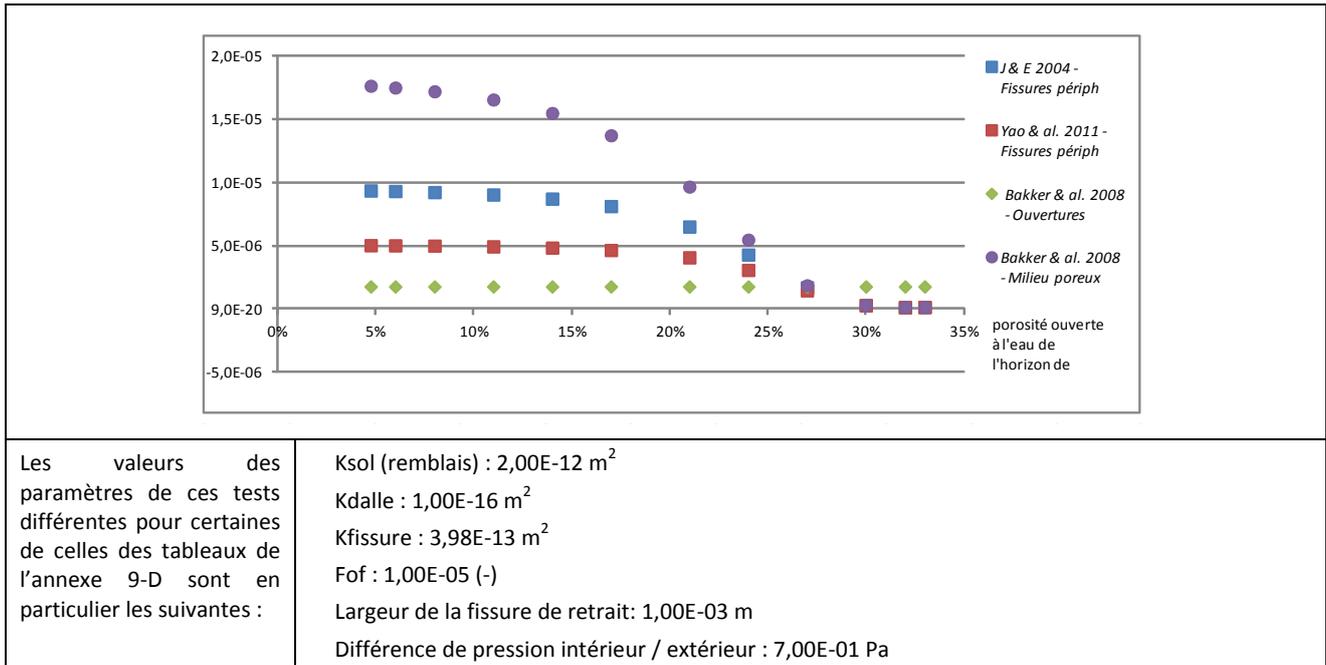


Figure 24 – Influence de la porosité ouverte à l'eau de l'horizon de remblais sur le coefficient d'atténuation

Influence seule de la perméabilité effective à l'air de l'horizon de remblais sous la dalle

La gamme des valeurs testées, de $1,0 \text{ E-14}$ et $1,0 \text{ E-08}$, encadre la valeur de $2,0 \text{ E-12} \text{ m}^2$ qui est la moyenne d'interprétations réalisées à partir des courbes granulométriques des échantillons (cf. annexe 8) et la valeur de $2,0 \text{ E-10} \text{ m}^2$ correspondant à la moyenne des mesures sur le site atelier.

La Figure 25 ci-dessous présente l'influence de la perméabilité effective à l'air des remblais sur le coefficient d'atténuation.

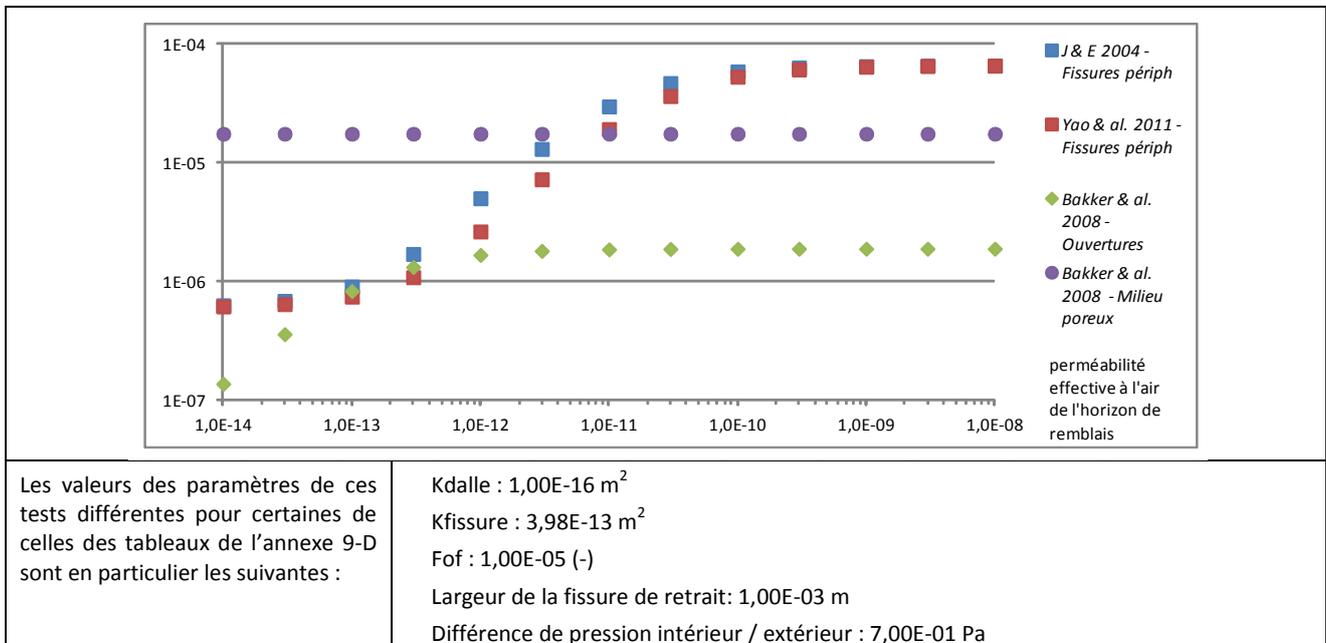


Figure 25 – Influence de la perméabilité effective à l'air de l'horizon de remblais sur le coefficient d'atténuation

La perméabilité effective à l'air des remblais joue un rôle dans le transfert par convection.

Les tendances plus marquées, sont assez similaires pour les modèles de Johnson & Ettinger (1991) et Yao & al. (2011), avec des variations atteignant 2 ordres de grandeur dans la gamme de perméabilité à l'air du site atelier précitée, jusqu'à une asymptote.

Une influence moins importante apparaît pour le modèle Bakker & al. (2008) - « ouvertures », l'asymptote étant déjà atteinte dans la gamme de perméabilité à l'air du site atelier précitée.

Pour le modèle Bakker & al. (2008) « Milieu poreux », et les autres valeurs retenues des paramètres, le choix de la valeur de ce paramètre perméabilité effective à l'air de la couche de remblais, n'impacte pas le coefficient d'atténuation, au regard notamment du transport uniquement diffusif.

2.5.2 Influence de paramètres du bâtiment modifiés individuellement

Influence seule de la porosité équivalente de la dalle

L'influence de la porosité équivalente de la dalle³² sur le coefficient d'atténuation est présentée dans la Figure 26 suivante.

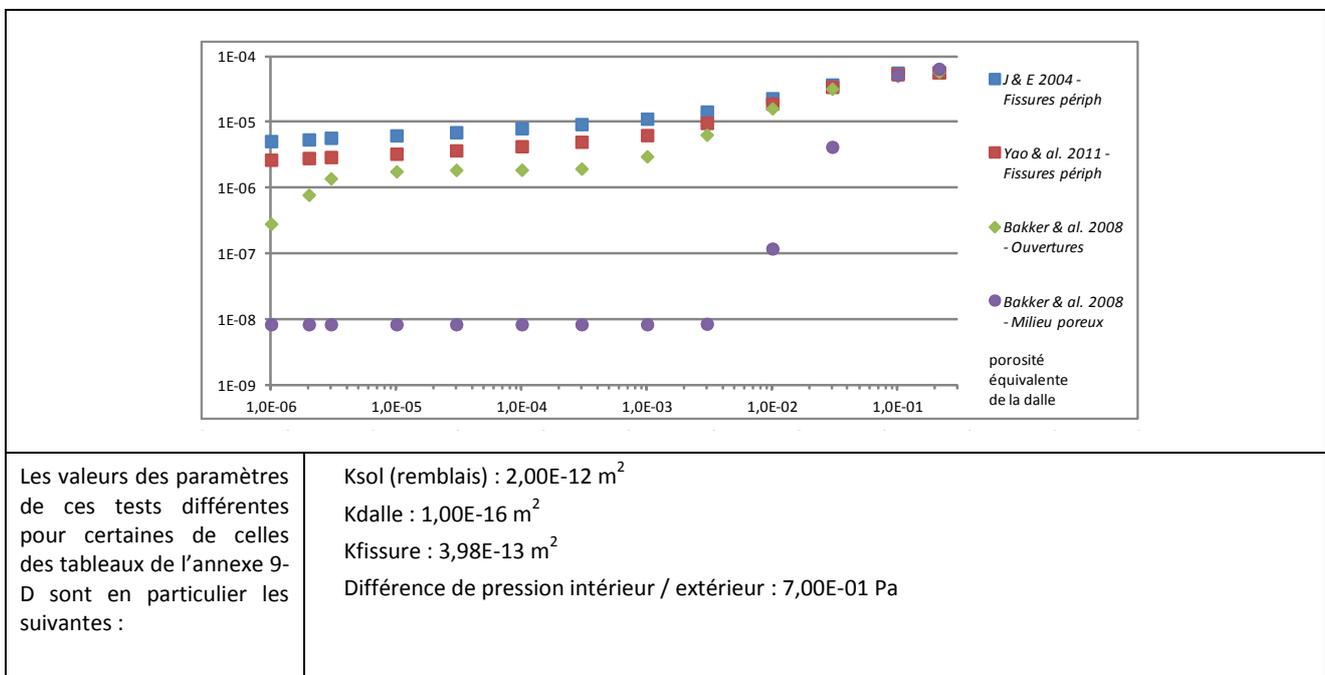


Figure 26 –Influence de la porosité équivalente de la dalle sur le coefficient d'atténuation

L'intrusion dans l'air ambiant augmente logiquement avec l'augmentation de la porosité équivalente de la dalle, jusqu'à atteindre une asymptote.

Les tendances sont assez similaires pour les modèles de Johnson & Ettinger (1991) et Yao & al. (2011), avec des variations atteignant un ordre de grandeur dans la gamme de valeurs étudiée et celui de Bakker & al. (2008) - « ouvertures », avec toutefois pour ce dernier des variations de deux ordres de grandeur. A contrario, le comportement du modèle Bakker & al. (2008) - « milieu poreux » montre une incidence sur le coefficient d'atténuation de quatre ordres de grandeur et plus particulièrement dans la gamme des valeurs encadrant les valeurs de 1,0 E-02 et 1,0 E-01 pour la porosité équivalente de la dalle.

³² Dans ce cas, le tableau suivant au regard de différents modèles et conceptualisation de la dalle présente les « équivalences » des paramètres :

porosité équivalente (-)	1,0E-06	2,0E-06	3,0E-06	1,0E-05	3,0E-05	1,0E-04	3,0E-04	1,0E-03	3,0E-03	1,0E-02	3,0E-02	1,0E-01	2,1E-01
largeur fissures w (m)	3,2E-06	6,5E-06	9,7E-06	3,2E-05	9,7E-05	3,2E-04	9,7E-04	3,2E-03	9,7E-03	3,2E-02	9,7E-02	3,2E-01	6,9E-01
fraction ouvertures fof (-)	1,0E-06	2,0E-06	3,0E-06	1,0E-05	3,0E-05	1,0E-04	3,0E-04	1,0E-03	3,0E-03	1,0E-02	3,0E-02	1,0E-01	2,1E-01
tortuosité dalle intacte (-)	3,7E-13	1,9E-12	4,8E-12	7,9E-11	1,0E-09	1,7E-08	2,2E-07	3,7E-06	4,8E-05	7,9E-04	1,0E-02	1,7E-01	1,0E+00

Ce test illustre ainsi la part du transport convectif ou diffusif au regard de la valeur retenue du paramètre et du modèle utilisé.

Influence seule de perméabilité équivalente à l'air de la dalle

L'influence de la perméabilité équivalente à l'air de la dalle³³ sur le coefficient d'atténuation est illustrée sur la Figure suivante.

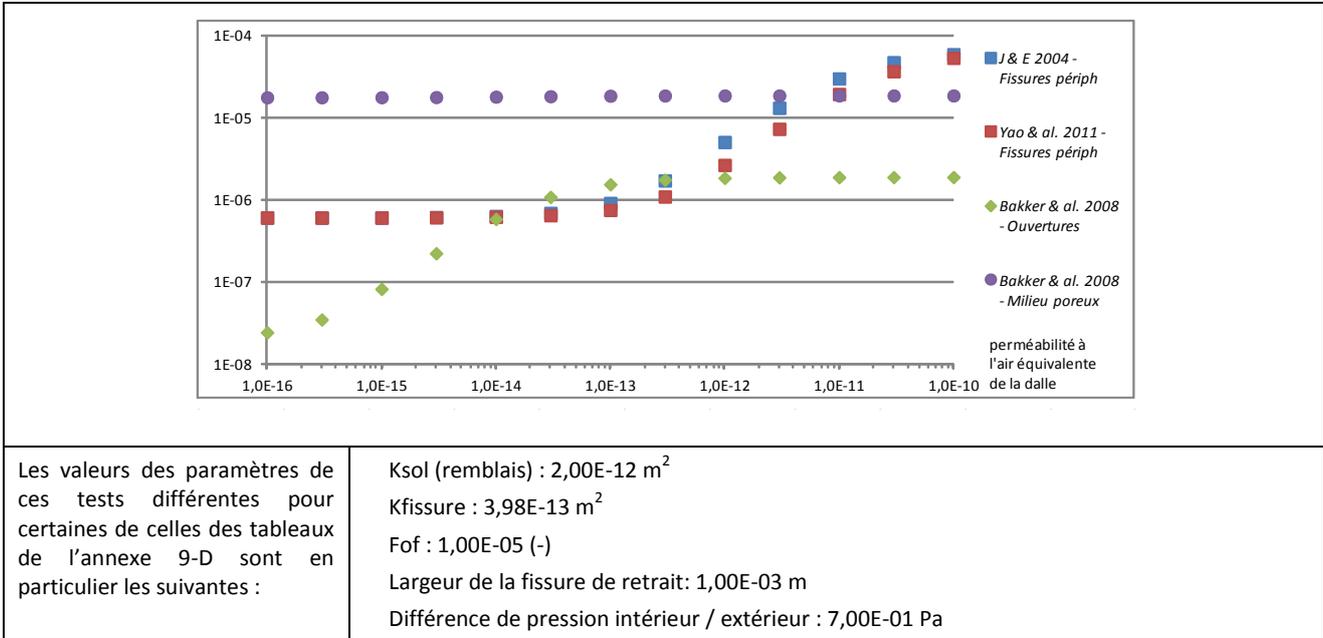


FIGURE 27 – INFLUENCE DE LA PERMEABILITE EQUIVALENTE A L'AIR DE LA DALLE SUR LE COEFFICIENT d'atténuation

L'intrusion dans l'air ambiant augmente logiquement avec l'augmentation de la perméabilité de la dalle, jusqu'à atteindre une asymptote, très similaire pour les modèles de Johnson and Ettinger (1991) et Yao et al. (2011), avec comme incidence sur le coefficient d'atténuation, deux ordres de grandeur dans la gamme de valeurs étudiée.

Les résultats des modèles de Johnson & Ettinger (1991) et Yao & al. (2011) laisse envisager un comportement distinct pour les dalles très peu perméables, les dalles dite moyennes et les dalles de mauvaise qualité. Pour le modèle Bakker & al. (2008) - « ouvertures », il n'est observé que deux types de comportement. L'asymptote, atteinte dans une autre gamme de valeurs est expliquée par la limitation liée au flux total.

En ce qui concerne plus particulièrement les modélisations avec fissure périphérique, ces des modèles de Johnson & Ettinger (1991) et de Yao & al. (2011), l'influence de l'épaisseur de cette dernière a également été étudiée. La dimension de la fissure dans la gamme des valeurs testées (1, 5, 7.5 mm) ne conduit pas à des modifications majeures des concentrations modélisées dans l'air intérieur (augmentation de la concentration inférieure à un facteur de 3). Ces tests sont plus particulièrement commentés en annexe 9-C pour l'ensemble des modélisations, tant analytiques que numériques.

³³ Dans ce cas, le tableau suivant au regard de différents modèles et conceptualisation de la dalle présente les « équivalences » des paramètres :

perméabilité équivalente (m2)	1,0E-16	3,0E-16	1,0E-15	3,0E-15	1,0E-14	3,0E-14	1,0E-13	3,0E-13	1,0E-12	3,0E-12	1,0E-11	3,0E-11	1,0E-10
perméabilité fissures (m2)	1,0E-16	3,0E-16	1,0E-15	3,0E-15	1,0E-14	3,0E-14	1,0E-13	3,0E-13	1,0E-12	3,0E-12	1,0E-11	3,0E-11	1,0E-10
nombre d'ouvertures (m-2)	4,0E+04	1,3E+04	4,0E+03	1,3E+03	4,0E+02	1,3E+02	4,0E+01	1,3E+01	4,0E+00	1,3E+00	4,0E-01	1,3E-01	4,0E-02
perméabilité dalle intacte (m2)	1,0E-16	3,0E-16	1,0E-15	3,0E-15	1,0E-14	3,0E-14	1,0E-13	3,0E-13	1,0E-12	3,0E-12	1,0E-11	3,0E-11	1,0E-10

Influence seule de la différence de pression extérieure/intérieure

La Figure 28 ci-dessous illustre l'influence de la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur sur le coefficient d'atténuation.

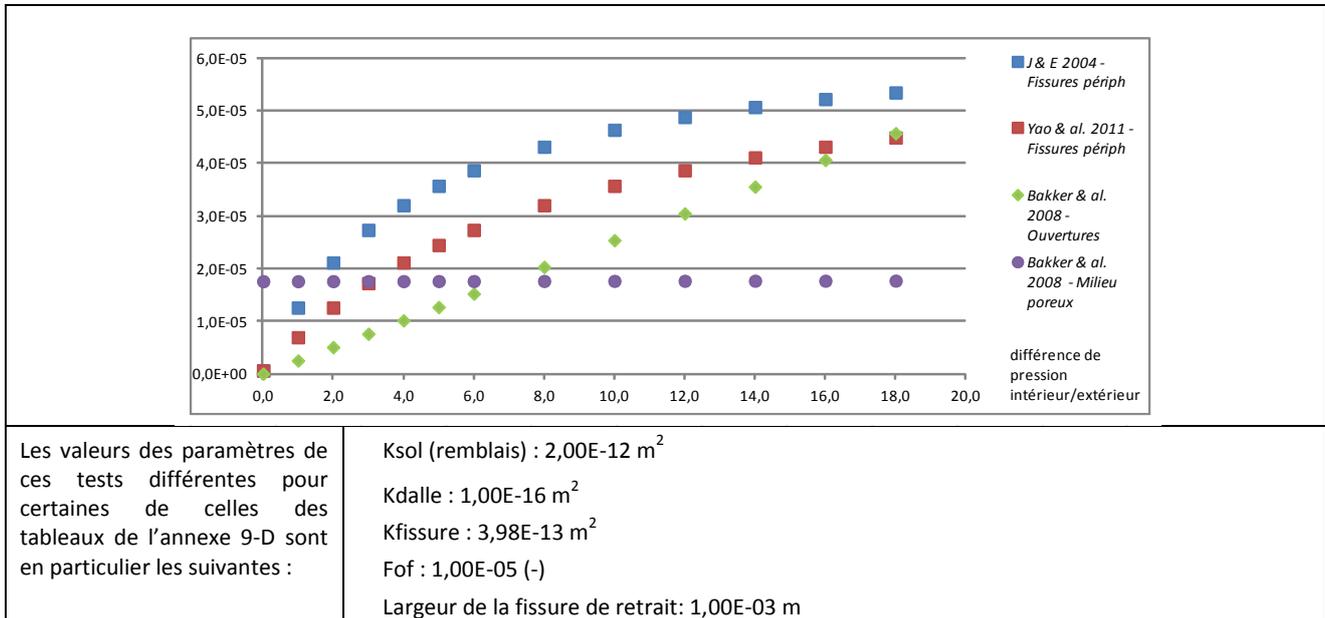


Figure 28 – Influence de la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur sur le coefficient d'atténuation

Comme la différence de pression extérieur/intérieur augmente, le transfert par convection augmente également. Néanmoins, l'influence de ce paramètre dans le modèle dépend de l'importance du transfert par convection, en comparaison avec celui par diffusion.

L'intrusion de vapeur augmente avec l'augmentation de la différence de pression, avec l'atteinte d'une quasi asymptote pour les modèles de Johnson & Ettinger (1991) et Yao & al. (2011), et donnent logiquement presque le même résultat (mêmes hypothèses hormis en ce qui concerne le taux d'intrusion d'air). Le modèle Bakker & al. (2008) - « Ouvertures » a un comportement assez similaire car étant identique à l'exception de l'approche retenue pour la dalle.

2.5.3 Influence de valeurs de paramètres modifiés simultanément

Une étude de sensibilité a également été conduite en testant l'influence de la modification de la valeur de plusieurs paramètres simultanément dans le cas des « source n°3 » (dans les remblais) et « source n°4 » (dans les sables).

Une synthèse des paramètres modifiés pour les tests les plus significatifs est seule reprise dans le Tableau suivant et illustrés dans les figures Figure , Figure et Figure suivantes.

L'annexe 9-C reprend et commente l'ensemble des tests les plus significatifs réalisés tant pour les modélisations analytiques que numériques.

Test	Paramètre	K _{dalle} (m ²) *	K _{sol} (m ²)	r _{crack} (mm)**
Test 4		8,E-14	2,E-12	1
Test 7		2,E-09	2,E-11	5
Test 9		2,E-09	2,E-10	1
* si dalle poreuse considérée				
** si fissure périphérique considérée				

Tableau 6 – Cas de la source n°3 située dans les remblais et valeurs associées des paramètres

En termes d'impact significatif des valeurs des paramètres sur les concentrations modélisées au regard des concentrations mesurées, la Figure suivante illustre plus particulièrement le test n°4 et le test n°7 pour le cas de la « source n°3 » (source située dans les remblais), avec comme valeurs des paramètres, celles mentionnées dans le Tableau ci-dessus. Ce tableau indique dans le cas du test n°7 au regard du test n°4, un sol avec une perméabilité plus élevée (de $2 \text{ E-}11 \text{ m}^2$), une dalle plus perméable (de $2 \text{ E-}09 \text{ m}^2$ correspondant à la valeur pour une dalle de mauvaise qualité, recommandée par Bakker et *al.*, 2008, en l'absence de mesure), et une fissure de plus grande épaisseur.

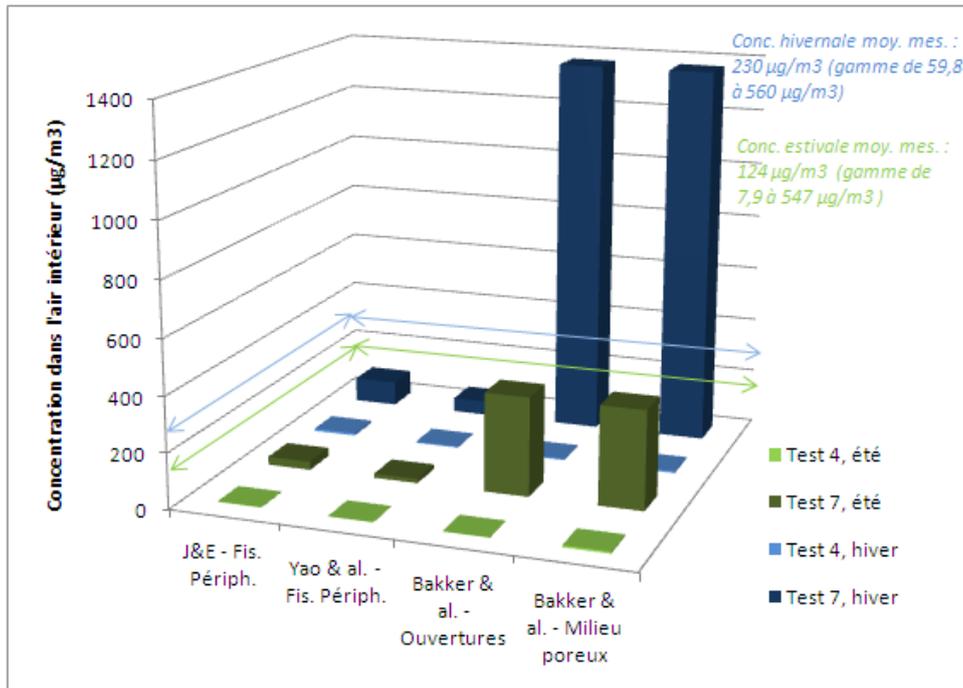


Figure 29 – Comparaison des concentrations issues des tests 4 et 7 et des concentrations mesurées

L'analyse de cette figure met en évidence principalement les éléments suivants (l'annexe 9-C présentant également des commentaires sur les autres tests réalisés, ainsi qu'en termes de conceptualisation des phénomènes de transfert des différents modèles), le Tableau synthétisant les concentrations modélisées.

	Concentration moyenne (x-y-z) dans le bâti (µg/m³)			
	J&E Fis. Périph.	Yao & al. Fis. Périph.	Bakker & al. Ouvertures	Bakker & al. Milieu poreux
Test 4, été	2,34E+00	1,17E+00	1,40E+00	6,90E+00
Test 7, été	3,02E+01	1,56E+01	3,58E+02	3,58E+02
Test 4, hiver	8,76E+00	4,44E+00	5,37E+00	7,36E+00
Test 7, hiver	9,01E+01	5,20E+01	1,37E+03	1,37E+03

Tableau 7 – Sensibilité des concentrations à la perméabilité de la dalle et de l'horizon de remblais

Cas du test n°7

Les modèles basés sur une dalle poreuse sans fissures de retrait (Bakker et *al.*, 2008) « ouvertures » et « milieux poreux » conduisent à des concentrations globalement du même ordre que celles mesurées pour la période estivale (surestimation d'un facteur 3 au regard de la concentration moyenne mesurée). Quant à la période hivernale, ces modélisations surestiment les concentrations mesurées globalement d'un ordre de grandeur (surestimation d'un facteur de 6 au regard de la concentration moyenne mesurée). Il est à souligner, parmi les autres tests réalisés, que dans le cas d'une modification plus significative de la perméabilité de la dalle ($8 \text{ E-}14 \text{ m}^2$), le test n°5, avec toujours une valeur de perméabilité des remblais de $2 \text{ E-}11 \text{ m}^2$, la surestimation de ces modèles atteint deux ordres de grandeur.

Quant aux modèles avec dalle non poreuse et avec fissure de retrait (Johnson & Ettinger, 1991, et Yao & al., 2011), ils sous-estiment les concentrations mesurées globalement d'un ordre de grandeur (pour les valeurs les plus significatives, un facteur 4 et 8 en période estivale respectivement pour Johnson & Ettinger, 1991 et pour Yao & al., 2011, au regard de la concentration moyenne mesurée).

Dans le cas des premiers modèles précités, des écarts sont observés entre les simulations réalisées en périodes estivales et hivernales globalement de l'ordre d'un facteur 4 ce qui n'est pas le cas des seconds modèles (même ordre de grandeur).

Cas du test n°4

Dans le cas de ce test n°4, avec des valeurs de perméabilité de la dalle et du sol plus faibles que celles du test n°7 (respectivement de 8 E-14 m² et de 2 E-12 m²), ainsi qu'une épaisseur de fissure plus faible de 1 mm (valeur par défaut recommandée notamment par Johnson & Ettinger, 1991, l'US EPA, 2001, Bakker & al., 2008), les quatre modèles mis en œuvre conduisent à une sous-estimation des concentrations mesurées, de plus d'un ordre de grandeur en période hivernale (jusqu'à atteindre un facteur 42 pour Bakker & al. « Ouvertures » au regard de la concentration moyenne mesurée) et de deux ordres de grandeur en période estivale (jusqu'à atteindre un facteur 105 pour Yao & al. « fissure périphérique » au regard de la concentration moyenne mesurée).

Cas du test 9

Les Figure et Figure suivantes présentent les résultats du test n°9 réalisé en gardant une valeur de perméabilité de la dalle faible, identique à celle du test n°7 (de 2 E-09 m²), mais avec une perméabilité du sol encore plus importante (de 2 E-10 m²), et une épaisseur de fissure plus faible, de 1 mm (identique à celle du test n°4). Le Tableau synthétise les concentrations et les débits d'air entrant dans le bâti modélisés.

	J&E Fis. Périph.	Yao & al. Fis. Périph.	Bakker & al. Ouvertures	Bakker & al. Milieu poreux
Concentration moyenne (x-y-z) dans le bâti (µg/m³)				
Test 9, été	1,60E+02	9,52E+01	3,29E+03	3,29E+03
Test 9, hiver	2,45E+02	1,92E+02	1,26E+04	1,26E+04
Débit d'air entrant dans le bâti (m³/j)				
Test 9, été	3,66E+01	1,83E+01	5,13E+02	5,13E+02
Test 9, hiver	2,09E+02	1,05E+02	2,93E+03	2,93E+03

Tableau 8 – Concentrations et débits d'air entrant dans le bâti modélisés pour le test n°9

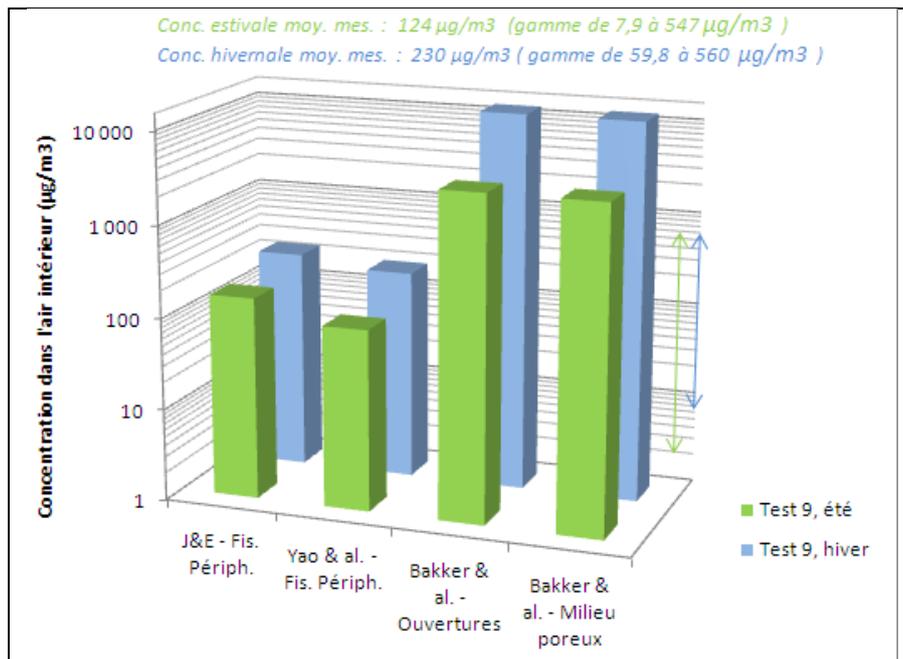


Figure 30 – Comparaison des concentrations issues du test 9 et des concentrations mesurées

L'analyse de cette figure indique principalement au regard du choix des paramètres d'entrée dont une augmentation de la perméabilité de l'horizon de remblais, avec également une perméabilité importante de la dalle que :

- les modèles avec dalle non poreuse et avec fissure de retrait (Johnson & Ettinger, 1991, et Yao & al., 2011) conduisent à des concentrations modélisées dans l'air intérieur dans la gamme de celles mesurées (pour Johnson & Ettinger, 1991, une sous-estimation d'un facteur 0,8 et 0,9 respectivement en périodes estivale et hivernale, et pour Yao & al. 2011, une surestimation d'un facteur 1,3 et 1,2 respectivement en périodes estivale et hivernale, au regard de la concentration moyenne mesurée) ;
- les modèles basés sur une dalle poreuse sans fissures de retrait (Bakker et al., 2008) « ouvertures » et « milieux poreux » conduisent à des concentrations modélisées surestimant de plusieurs ordres de grandeur celles mesurées, avec dans le cas des deux modèles, d'un facteur de l'ordre de 26 et 101, respectivement en périodes estivale et hivernale.

En termes de débit d'air entrant dans le bâtiment, la Figure ci-dessous met en évidence l'incidence de la perméabilité et cela de manière plus significative avec les modèles basés sur la conceptualisation d'une dalle poreuse sans fissures de retrait, Bakker et al. 2008 « ouvertures » et « milieux poreux ».

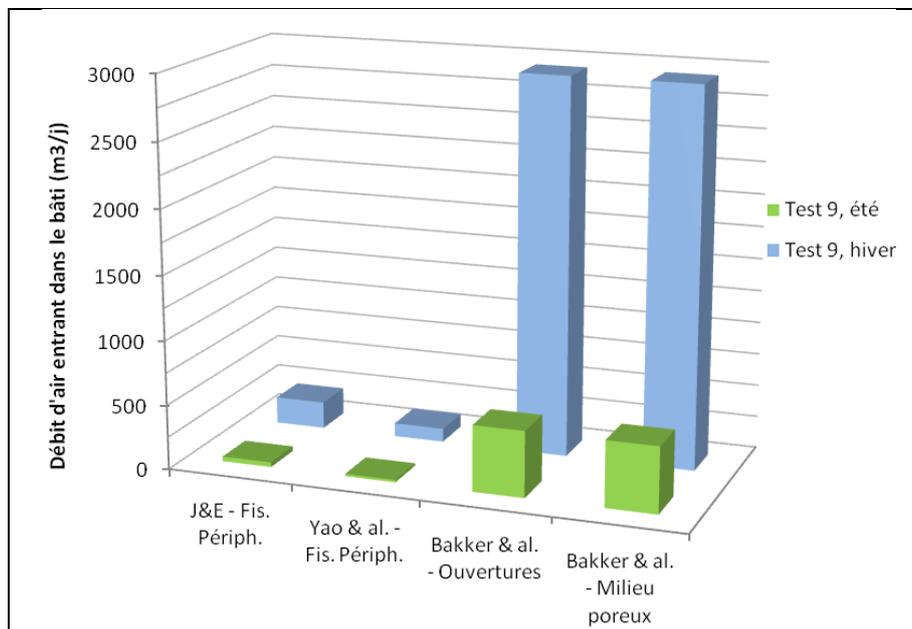


Figure 31 – Comparaison des débits d'air entrants dans le bâtiment issus du test 9

ANNEXE 9-C

Intercomparaison des modèles sur le site atelier

3.1 INTRODUCTION

Sur le site atelier, en présence d'une dalle sur terre-plein a priori indépendante et par ailleurs dégradée siège d'un transfert, les modèles analytiques 1D existants ont été confrontés aux résultats de la modélisation numérique.

Cette annexe présente :

- dans un premier temps, les calculs des concentrations dans les gaz du sol pour une source en profondeur et pour différentes perméabilités des sols ou de la dalle ;
- dans un deuxième temps, l'influence du choix du terme source (dans les remblais sous dalle) sur les concentrations calculées dans l'air intérieur avec les modèles 1 (facteurs d'atténuation), les modèles 2 (solutions analytiques 1 D) et le modèle 5 (modèle numérique 3D ZNS+dalle).
- Enfin dans un troisième temps, le calage de ces modèles est présenté afin d'apprécier l'importance du choix du modèle, de la connaissance des paramètres et du choix du terme source.

3.2 CHOIX DU MODELE ET DU TERME SOURCE POUR LA MODELISATION PREDICTIVE

Les travaux conduits à partir des mesures et modèles mis en œuvre sur le site atelier ont été orientés dans les représentations suivantes afin d'apprécier l'influence du choix du modèle et du terme source sur les concentrations prédites dans l'air intérieur.

Si l'analyse des résultats est basée sur les conditions spécifiques du site, les grands principes demeurent applicables à tous sites.

Dans la réalité, pour un bâtiment existant et a fortiori avec les concentrations mesurées dans le sol il sera réalisé dans un premier temps des mesures dans l'air intérieur, l'exercice présenté ci-dessous de modélisation sans exercice de calage vise à mettre en évidence les différences essentielles générées par les choix opérés concernant les modèles, les concentrations dans les gaz du sol et les paramètres des sols et de la dalle.

3.2.1 Conditions de l'intercomparaison

Modèles considérés

Dans une approche progressive théorique d'évaluation des concentrations dans l'air intérieur d'un bâtiment existant, les choix opérés en termes de modélisation, sont :

- dans un premier temps l'application des facteurs d'atténuation (modèle 1)
A été utilisée la gamme des facteurs d'atténuations proposés dans la littérature (voir § 7.3.1. du guide méthodologique)
- puis l'utilisation d'un modèle analytique intégral 1D (modèle 2) – voir annexe 9-B
Ont été utilisés les modèles de Johnson et Ettinger (1991), Yao et al. (2006), pour une représentation de la dalle imperméable avec uniquement des transferts périphériques et les modèles de Bakker et al. (2008) pour une représentation de la dalle perméable (soit avec des ouvertures représentant les fissures, soit à travers les caractéristiques d'un milieu poreux équivalent).
- Et enfin, dans le cas d'un site présentant des hétérogénéités significatives dans le milieu souterrain (source, pollution), un modèle numérique 3D du milieu souterrain et de la dalle (modèle 5) – voir annexe 9-A

Dans le modèle appliqué décrit en annexe 9-A, la dalle a été représentée soit comme un milieu étanche (dalle non poreuse) avec des fissures périphériques, soit comme un milieu poreux équivalent (pour la diffusion et la convection).

Sources considérées

Concernant les choix des concentrations, les différentes hypothèses suivantes ont été modélisées reprenant également une approche progressive théorique d'évaluation des concentrations dans l'air intérieur. Il est à noter que ces hypothèses sont réalisées pour les modélisations analytiques (modèles 2) tandis que la modélisation numérique (modèle 5) prend en compte dans tous les cas les concentrations dans les gaz de sol estimées au niveau des zones présentant de la phase organique (voir § 1.2 de l'annexe 9-A).

- dans un premier temps en l'absence de diagnostic jugé représentatif des concentrations dans les gaz du sol, peuvent être retenues les concentrations modélisées dans les gaz du sol à l'équilibre avec les concentrations mesurées dans les sols (équilibre dit triphasique) il s'agit de la **SOURCE N°1**. Il est à noter que sur le site atelier, compte tenu de la présence de phase organique, cette concentration d'équilibre correspond à la pression de vapeur saturante du PCE, soit 128 361 et 74 922 mg/m³ respectivement en été et en hiver³⁴, celle-ci a été imposée dans les remblais à proximité de la dalle (20 cm) ;
- dans le cas où peu de mesures dans les gaz des sols ont été réalisées, a minima une mesure sera faite au niveau de la source, la concentration qui y est mesurée constitue la **SOURCE N°2**, celle-ci a été imposée dans les remblais à proximité de la dalle (20 cm). Elle est de 1003 et 1611 mg/m³ respectivement en été et en hiver³⁵ ;
- puis en présence d'un nombre de mesures suffisant permettant d'aboutir à une concentration représentative sous l'atelier, la concentration moyenne peut être considérée.

Afin de ne comparer les modélisations que sur la partie du transfert à travers la dalle (et sa périphérie), une **SOURCE N°3** a été retenue correspondant à la moyenne des mesures dans les remblais sous la dalle soit de 129 et 87 mg/m³ respectivement en été et en hiver³⁶ ;

Afin de comparer les modélisations également sur la partie du transfert à travers la zone non saturée une source constituée de la moyenne des mesures dans les sables et graviers a été retenue, **SOURCE N°4** il est à noter que la moyenne est réalisée à partir de mesures sur 3 ouvrages uniquement dont 2 à proximité de la source. La moyenne des mesures dans les sables à 3,4 m de profondeur sous la dalle est de 1564 et 2606 mg/m³ respectivement en été et en hiver.

Paramètres de transfert considérés

Les caractéristiques des modèles mis en œuvre sont décrites dans le § 1.2 de l'annexe 9-A pour le modèle numérique et § 2.1 de l'annexe 9-B pour les modèles analytiques, les paramètres retenus sont présentés annexe 9-D.

³⁴ Il a été considéré dans le calcul de la concentration d'équilibre des écarts de température des gaz de sol classiquement mesurés dans les mois ciblés.

³⁵ Mesurée dans le piezair pz37 situé sous l'appentis limitrophe à l'atelier

³⁶ Avec la densité élevée de piezair captant les remblais à 20 cm sous la dalle de l'atelier cette hypothèse de source moyenne a pu être testée

3.2.2 Concentrations dans les gaz de sols simulées

Influence du modèle choisi (source dans les sables)

Si la source de pollution n'est pas située à proximité de la dalle du bâtiment (cas de la source n°4), préalablement à l'interprétation des concentrations modélisées dans l'air intérieur, Il est nécessaire d'analyser les profils de concentrations calculés dans les gaz des sols. La Figure 32 suivante présente les résultats des simulations réalisées avec une concentration dans les sables de 575 mg/m^3 correspondant à la moyenne modélisée à l'aide du modèle numérique 3D (voir annexe 9-A).

NB : Le choix de ne pas retenir pour la présente comparaison la moyenne des mesures dans cet horizon de sables repose sur le fait que le nombre d'ouvrages est faible ne permettant pas de considérer la valeur moyenne comme représentative de la moyenne des concentrations effectivement présente dans les sables à l'échelle de l'atelier.

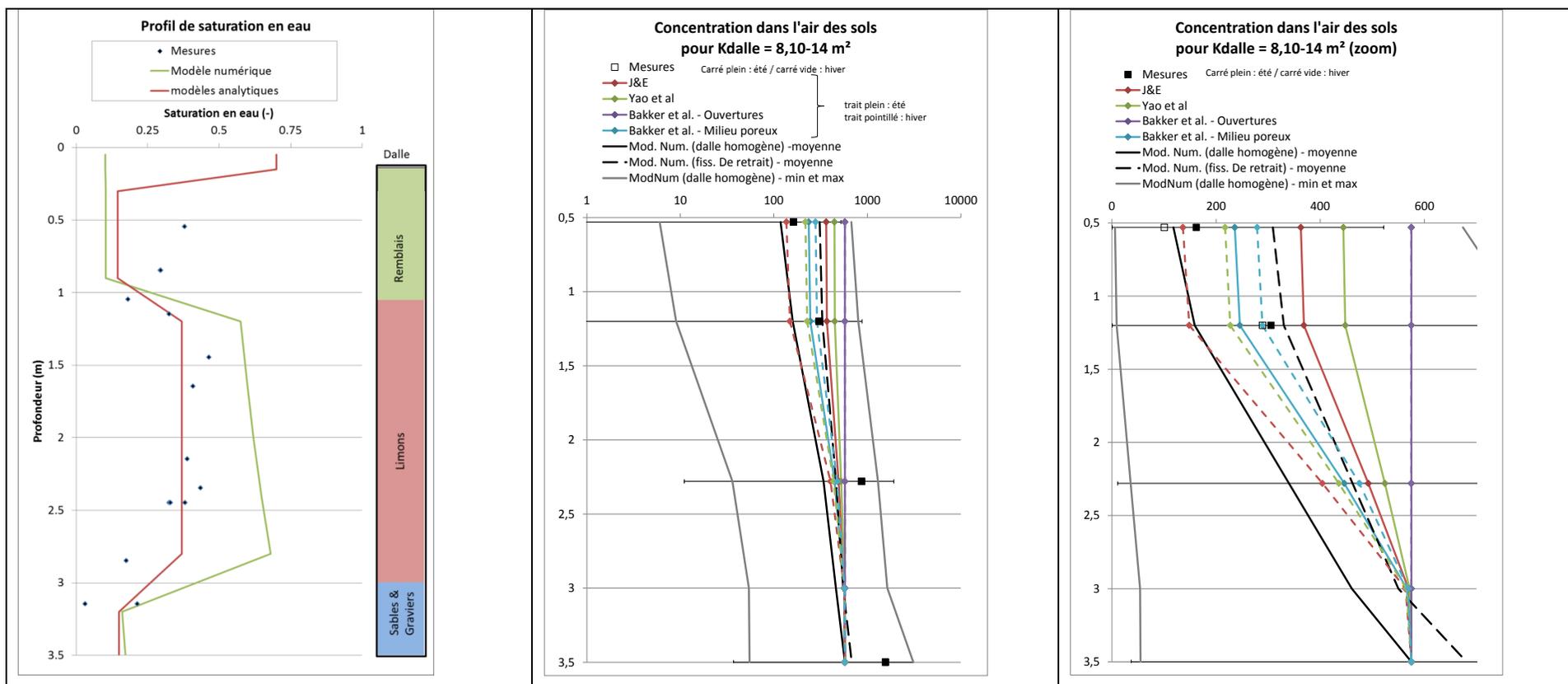


Figure 32 – Profils de concentrations calculés dans les sols pour les différents modèles pour une source dans les sables (pour les modèles analytiques) et pour la source « réelle » pour le modèle numérique 3D

Les écarts entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées dans les différents horizons sont présentés dans les tableaux ci-contre. Ceux-ci concernent les moyennes à l'échelle de l'atelier aux profondeurs indiquées en Figure .

Il ressort de la Figure et du Tableau , une bonne estimation des concentrations moyennes (écarts au maximum d'un facteur 3) pour les modèles analytiques ou numériques excepté le modèle de Bakker et al. 2008 prenant en compte des ouvertures au sein de la dalle. Ce dernier surestime d'un facteur 3,5 à 6 les concentrations sous la dalle.

Dans les limons hauts les concentrations modélisées sont - quel que soit le modèle- proche de moins d'un facteur 2 des mesures.

Dans les horizons sous-jacents, la densité de mesure est jugée insuffisante pour pouvoir effectuer des comparaisons.

ÉTÉ	Johnson et Etinger	Yao et al	Bakker et al. (ouverture)	Bakker et al. (milieu poreux)	Modèle numérique (fissure de retrait)	Modèle numérique (milieu poreux)
Remblais (11 piezairs)	2,2	2,7	3,5	1,5	1,9	0,7
Limons hauts (11 piezairs)	1,2	1,5	1,9	0,8	1,1	0,5
Limons bas (3 piezairs)	0,6	0,6	0,7	0,5	0,5	0,4

HIVER	Johnson et Etinger	Yao et al	Bakker et al. (ouverture)	Bakker et al. (milieu poreux)	Modèle numérique (fissure de retrait)	Modèle numérique (milieu poreux)
Remblais (11 piezairs)	1,4	2,2	5,7	2,8	1,2	3,1
Limons hauts (11 piezairs)	0,5	0,8	2,0	1,0	0,6	1,1
Limons bas (3 piezairs)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2

Tableau 9 – Ecart de concentrations dans les gaz du sol entre les modèles et les mesures

Il est à noter qu'entre les situations estivales et hivernales, les modélisations analytiques donnent des écarts d'un facteur 2 à 3 entre les concentrations simulées.

Ainsi, compte tenu de la variabilité temporelle des concentrations dans les gaz de sol, des simplifications nécessaires aux modélisations et pour les paramètres retenus (en particulier diffusif et convectif dans les sols et la dalle), les écarts mis en évidence entre les modèles et les mesures sont jugés relativement faibles (inférieur à un facteur 3) avec une allure des profils de concentrations simulés comparable aux mesures.

Ce constat n'est valable qu'avec une bonne connaissance du terme source. En effet, considérant la moyenne des 3 mesures réalisées dans les sables (source n°4), les modèles auraient tous surestimé les concentrations sous la dalle (d'un facteur 4 à 26).

Influence du terme source choisi (sources n°1, n°2, n°3 et n°4)

L'influence du choix du terme source a ici été étudiée sur les concentrations induites sous la dalle, la Figure présente les concentrations sous la dalle calculées par les différents modèles analytiques, la source n° 3 représente la concentration moyenne dans les remblais mesurée sous l'atelier. Toutes choses égales par ailleurs :

- la prise en compte des concentrations d'équilibre triphasique avec la phase organique (source n°1) et son application à toute la superficie de l'atelier (modèle 1D) conduit à des concentrations sous la dalle de l'ordre de 100000 mg/m³ soit 3 ordres de grandeur supérieure à la moyenne mesurée ;
- la prise en compte de la concentration maximale mesurée dans la source au niveau des remblais en limite d'atelier (source n°2) ou de la source n°4 (concentration moyenne mesurée sur 3 ouvrages dans les sables, dont 2 au niveau de la source sous l'atelier) conduit à des concentrations sous la dalle de 1000 à 3000 mg/m³ supérieures d'un ordre de grandeur à la moyenne mesurée ;

On voit par ailleurs sur cette figure qu'à ces échelles de comparaison, l'influence de la perméabilité de la dalle (dans la gamme 8.10⁻¹⁴ et 2.10⁻⁹ m²) est minime.

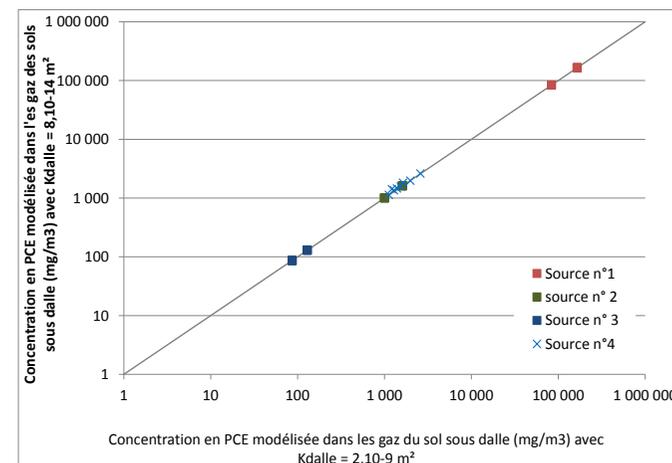


Figure 33 – Concentrations sous la dalle calculées pour différentes conditions limites considérées

Influence des paramètres de transfert

L'influence de la perméabilité des sols et de la dalle a été étudiée sur les concentrations calculées sous la dalle avec le modèle numérique, la Figure présente les concentrations sous la dalle calculées par le modèle numérique milieu souterrain pour différentes perméabilités de sols et de dalles (ces résultats sont présentés spécifiquement en annexe 9-A), ces tests sont présentés au Tableau 20. Il ressort que :

- la diminution de la perméabilité de la dalle va augmenter les concentrations sous-jacentes, ce qui est associé à la réduction du transfert vers l'air intérieur. Dans le cas du site atelier, cette augmentation est faible (de moins d'un facteur 2) entre les perméabilités de 10⁻¹¹ à 2.10⁻⁹ m². Elle n'est pas observable pour des perméabilités entre 10⁻¹⁶ et 10⁻¹¹ m² (de l'ordre du pourcent) ;
- la modification de la perméabilité des sols sous-jacent a également une influence limitée sur les concentrations calculées sous la dalle ;
- la prise en compte ou non de la diffusion à travers la dalle est un paramètre sensible pour des perméabilités faibles de la dalle (10⁻¹⁶ m²). L'impact demeure cependant inférieur à un facteur 3.

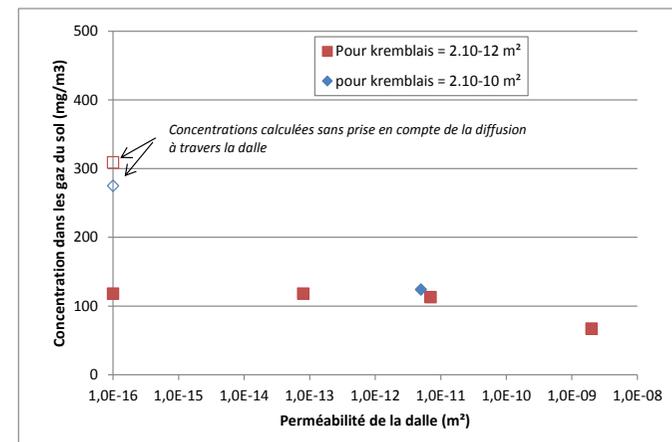


FIGURE 34 – CONCENTRATIONS SOUS LA DALLE CALCULEES POUR DIFFERENTES PERMEABILITES des remblais et de la dalle

3.2.3 Concentrations dans l'air intérieur simulées pour les différentes hypothèses de sources

Modèle 1 (facteurs d'atténuation)

Les résultats issus de l'application des facteurs d'atténuation de la littérature sont présentés dans le Tableau 19 ci-contre. Il en ressort que :

- les concentrations calculées pour la source n°1 sont de l'ordre du g/m^3 , soit déraisonnablement supérieur aux concentrations mesurées (de l'ordre de la centaine de $\mu g/m^3$) ;
- les concentrations calculées pour les sources n°2 et n°4 varient de 3 à 80 mg/m^3 , ce qui reste élevé au regard des mesures réalisées (d'un facteur 20 à 500) ;
- les concentrations calculées pour la source n°3 (concentration moyenne mesurée dans les remblais sous dalle) varient de 0,5 à 7 mg/m^3 ce qui est supérieur aux mesures réalisées (d'un facteur 3 à 40). Cependant, compte tenu de l'objectif de ces facteurs d'atténuation (qui est uniquement la discrimination des situations), cette estimation à partir de la concentration moyenne sous dalle est raisonnablement majorante.

	Cgaz des sols (mg/m^3)	alpha	Cair intérieur ($\times 10^3 \mu g/m^3$)
Source n°1	165400	0,003 à 0,05	500 à 8300
Source n°2	1003		3 à 50
Source n°3	129,3		0,5 à 7
Source n°4	1564		5 à 80

Tableau 19 – Concentrations dans l'air intérieur calculées avec le modèle 1

Ainsi, les modèles 1 peuvent judicieusement être utilisés pour discriminer la situation d'un site à problème ou non.

Modèles 2 (analytique 1D) et 5 (numérique ZNS+dalle 3D)

La Figure suivante présente les concentrations dans l'air intérieur calculées pour les différents modèles (hors modèles 1 discutés ci-dessus) et pour différentes hypothèses du terme source (en bleu pour l'hiver et en vert pour l'été) avec une perméabilité de la dalle de $2.10^{-9} m^2$ et une perméabilité des remblais de $2.10^{-12} m^2$. Y sont également figurées les concentrations mesurées dans l'air intérieur : les gammes de mesure (min-max) en été et en hiver sont représentées par les flèches verticales à droite du graphique, les moyennes par un trait pointillé vert pour l'été et bleu pour l'hiver, les traits pleins présentant l'étendue de la gamme des mesures (le minimum étant en période estivale et le maximum en période hivernale).

La prise en compte de la concentration théorique dans les gaz de sol au contact de la phase organique (source n°1), correspondant à ce qui serait fait en l'absence de mesures dans ce milieu, conduit à des concentrations dans le bâtiment très supérieures aux mesures d'1 à 3 ordres de grandeur respectivement pour les modèles prenant en compte une fissure périphérique et ceux considérant une dalle poreuse. Globalement la prise en compte d'une dalle poreuse de mauvaise qualité ($k_{dalle} = 2.10^{-9} m^2$) conduit à des concentrations dans l'air intérieur supérieures à celles considérant uniquement la fissure périphérique.

De la prise en compte des autres sources, **avec les paramètres choisis**, il ressort les points suivants.

- **Pour les modèles avec des fissures périphériques et une dalle non poreuse**, les concentrations modélisées dans l'air intérieur présentent des écarts identiques à ceux dans les gaz des sols sous dalle pour ces différentes sources (voir § 3.2.2). Ainsi, si les concentrations dans l'air modélisées sont dans la gamme des mesures pour les sources n°2 ou n°4, cela est à relier à des concentrations calculées sous la dalle d'un ordre de grandeur supérieures aux mesures. Au contraire, la prise en compte de la concentration moyenne sous dalle mesurée (source n°3) ne permet pas de retranscrire la gamme des concentrations dans l'air intérieur tant pour les modèles analytiques que pour le modèle numérique. Les mesures réalisées sur le site atelier ont montré que la dalle laisse passer un flux de polluant, il est donc logique que les modèles considérant la dalle non poreuse ne permettent pas la retranscription des mesures. Au-delà du choix des paramètres c'est ici le modèle qui n'est pas adapté.
- **Pour les modèles considérant une dalle poreuse**. Les modèles de Bakker et al. (2008) donnent des résultats similaires pour des sources sous la dalle mais divergent pour une source située en profondeur du fait i) des concentrations sous dalle plus importantes pour le modèle prenant en compte des ouvertures et ii) d'une diffusion considérée différemment entre les deux modèles (voir annexe 6). Les écarts entre les modèles pour les sources n°1, n°2 et n°3 sont similaires à ceux considérant la

fissure périphérique. Cela montre la prédominance - pour les paramètres choisis- des choix de concentration. Avec ces modèles, la prise en compte des sources n°3 et 4 permet de calculer des concentrations dans l'air intérieur dans la gamme de celles mesurées.

Il est intéressant de noter que les modèles analytiques de Bakker et al. (2008) donnent des résultats comparables à ceux obtenus à l'aide de la modélisation numérique pour une concentration sous dalle issue de la moyenne des mesures (source n°3), les concentrations calculées étant alors dans la gamme des mesures.

Le modèle numérique ZNS+dalle retranscrit bien les concentrations mesurées en prenant en compte une dalle poreuse avec une perméabilité de $2.10^{-9} m^2$, mais la modification de la perméabilité des sols et de la dalle ainsi que de la diffusion effective dans la dalle modifie sensiblement les concentrations calculées. Il est donc nécessaire au-delà du choix du modèle et des concentrations à la source d'étudier l'influence du choix des paramètres.

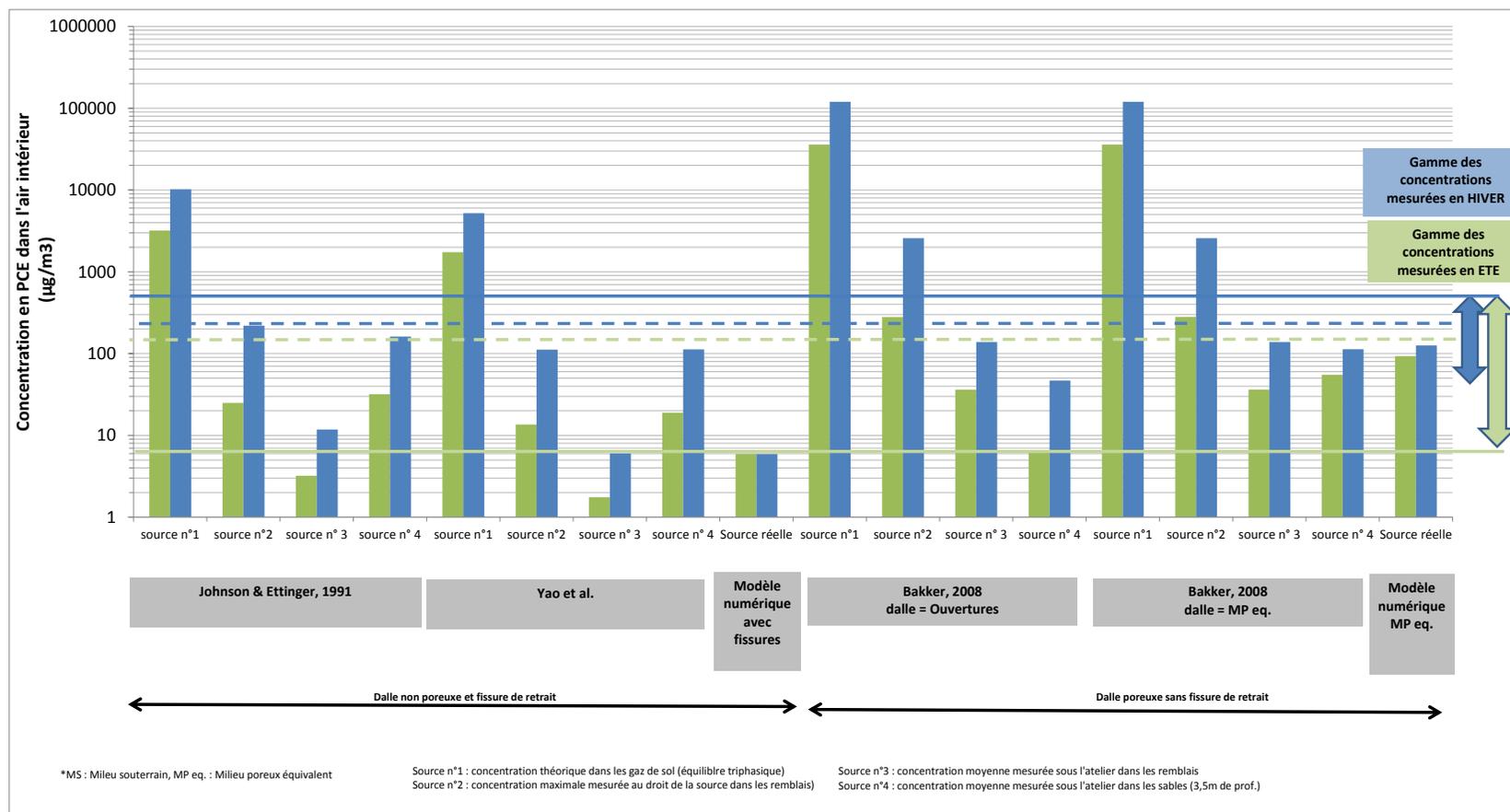


Figure 35 – comparaison des concentrations modélisées par plusieurs modèles pour différentes hypothèses de sources

3.3 IMPORTANCE DE LA CONNAISSANCE DES PARAMETRES DE TRANSFERT

3.3.1 Conditions de l'intercomparaison

Modèles considérés

Sont utilisés dans ce chapitre les modélisations représentant :

- la fissure périphérique. L'objectif est de représenter la part du transfert associé à ces fissures. Si l'analyse de sensibilité du modèle numérique présentée au § 1.5.4 de l'annexe 9-A a mis en évidence des flux minimes, la confrontation avec les modèles analytiques est intéressante. En effet, l'écart entre les flux théoriques déduits des concentrations dans l'air intérieur et les flux effectivement mesurés (voir annexe 8) pourrait trouver son origine dans des transferts privilégiés à travers de telles fissures périphériques.
- la dalle poreuse sans fissure périphérique. L'objectif de l'utilisation des modèles analytiques et numériques est ici de voir si l'on peut représenter la part du transfert à travers la dalle (en dehors des fissures périphériques).

Il s'agit ici d'identifier l'incidence des paramètres de la dalle et des sols sous-jacents sur les concentrations dans l'air intérieur et d'apprécier dans quelle mesure les modèles peuvent restituer les concentrations mesurées. Le travail réalisé s'apparente ainsi à la phase de calage préconisée dans le guide méthodologique (§ 9. du guide méthodologique).

Sources

Compte tenu des résultats présentés au § 3.2 de la présente annexe, seule la source dans les remblais sous la dalle a été considérée pour les modèles analytiques (source n°3). Pour le modèle numérique 3D, la géométrie et les concentrations du terme source évalués (voir Figure 2 de l'annexe 9-A) ont été conservés.

Concentrations dans l'air intérieur utilisées pour le calage

Les concentrations mesurées dans les gaz de sols, dans l'air intérieur ainsi que la mise en parallèle des mesures de flux avec les concentrations dans l'air intérieur sont présentées en annexe 8 la synthèse suivante peut en être faite.

- En hiver, la concentration dans l'air intérieur mesurée varie de 60 à 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne de 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), la concentration induite par le transfert à travers la dalle (flux mesurés) est comprise entre 55 et 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les concentrations induites par des passages préférentiels non caractérisés sont ainsi comprises entre 100 à 175 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- En été, la concentration dans l'air intérieur mesurée varie de 8 à 550 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne de 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), la concentration induite par le transfert à travers la dalle (flux mesurés) est comprise entre 20 et 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les concentrations induites par des passages préférentiels non caractérisés sont ainsi comprises entre 69 à 104 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les passages préférentiels évoqués ci-dessus peuvent être des fissures périphériques associées à la rétractation de la dalle durant son séchage ou des fissures traversantes non identifiées au sein de la dalle de l'atelier. Dans les paragraphes suivants, les deux possibilités sont envisagées.

Paramètres de transfert

La phase de calage a été ciblée **sur la perméabilité des sols, de la dalle et de sa fissure**. Ce choix a été réalisé compte tenu des fortes incertitudes associées à ces paramètres et des résultats des études de sensibilité présentées aux § 2.5 pour les modèles analytiques et § 1.5.3 pour le modèle numérique mettant en évidence un impact sur les concentrations dans l'air intérieur.

Le Tableau 20 ci-contre présente les paramètres testés, les autres paramètres retenus sont présentés en annexe 9-D :

- la perméabilité apparente au gaz de la dalle a été testée entre la moyenne des mesures in situ réalisés (8.10^{-14} m^2) et la valeur haute proposée par Bakker et al. (2008) pour une dalle de mauvaise qualité (2.10^{-9} m^2). Il est à noter que la perméabilité maximale mesurée sur site est de $1,2.10^{-12} \text{ m}^2$ (voir annexe 8) ;
- la perméabilité apparente au gaz des remblais sous la dalle a été testée entre la moyenne de l'estimation conduite à partir des courbes granulométriques (2.10^{-12} m^2) et la valeur maximale des mesures in situ réalisées (2.10^{-10} m^2) ;
- la dimension de la fissure périphérique a été testée entre 1 et 7,5 mm. La valeur de 1 mm est recommandée par le RIVM (Bakker et al., 2008). Johnson et Ettinger (1991) mettant en avant une limite à 10 mm, la valeur haute de 7,5 mm a été retenue.

	Kdalle (m ²) *	Ksol (m ²)	K équivalent (dalle+remblais) ****	rcrack (mm)**
Calcul de base	2,E-09	2,E-12	4,0E-12	5
Test 1	2,E-09	2,E-12	4,0E-12	7,5
Test 2	4,8E-07	2,E-12	4,0E-12	5
Test 3 ***	7,E-12	2,E-12	3,1E-12	1
Test 4	8,E-14	2,E-12	1,5E-13	1
Test 5	8,E-14	2,E-11	1,6E-13	5
Test 6	8,E-14	2,E-10	1,6E-13	5
Test 7	2,E-09	2,E-11	4,0E-11	5
Test 8	2,E-09	2,E-10	3,6E-10	5
Test 9	2,E-09	2,E-10	3,6E-10	1
Test 10 ***	5,E-12	2,E-10	9,8E-12	1

* si dalle poreuse considérée
 ** Si fissure périphérique considérée
 *** Uniquement mené avec la modélisation numérique
 **** calcul uniquement adapté à la modélisation analytique 1D

Tableau 20 – Perméabilités des sols et des dalles ainsi que tailles de la fissure testées pour les modèles 2 et 5

3.3.2 Concentrations dans l'air intérieur simulées

Apport par les fissures périphériques

La Figure suivante présente les simulations réalisées avec les modélisations analytiques de la fissure périphérique et le modèle numérique en schématisant la fissure telle que présentée au § 1.5.4 de l'annexe 9-A. Les résultats sont comparés aux apports théoriques par les fissures périphériques (cf. § 3.3.1).

Si ce sont bien les fissures périphériques qui génèrent l'écart entre la concentration mesurée et celle déduite des flux mesurés sur la dalle, les paramètres de sol sont les seuls à pouvoir significativement modifier les flux périphériques. En effet, les tests réalisés montrent que la taille de la fissure n'a pas d'incidence majeure sur les concentrations, sa variation entre 1 et 7,5 mm conduit à une modification des concentrations d'un facteur inférieur à 2. Enfin rappelons que pour tous ces modèles la dalle est considérée comme non poreuse (c'est-à-dire étanche), ce qui explique les résultats similaires pour les tests effectués avec une même perméabilité de sol.

Ainsi, l'augmentation de la perméabilité des sols de 2.10^{-12} m^2 à 2.10^{-11} m^2 puis 2.10^{-10} m^2 conduit à des augmentations de concentrations dans l'air intérieur d'un facteur 7 à 10 en été et 22 à 66 en hiver respectivement pour Johnson et Ettinger (1991) et Yao et al (2011). Le modèle de Yao et al (2011) pour une perméabilité de sol de 2.10^{-10} m^2 (test 8) conduisant à des concentrations dans l'air intérieur comparables à celles mesurées. Cependant, la comparaison pour le test 9 entre les résultats des modèles analytiques et du modèle numérique met en évidence des écarts majeurs ne permettant pas de se satisfaire de cette apparente bonne représentation.

En effet, pour le test 9, le modèle numérique de la fissure périphérique conduit à des concentrations dans l'air intérieur négligeables ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver) inférieures d'un ordre de grandeur à celles calculées avec les modèles analytiques. Les principales raisons sont d'une part l'hétérogénéité des concentrations sous dalle (voir Figure 5 de l'annexe 9-A) et d'autre part l'étanchéité des sols autour de l'atelier (voir Figure 1 de l'annexe 9-A) conduisant à des transferts non homogènes à travers les fissures. Les débits d'air sont vraisemblablement plus importants au nord où le sol est nu en limite de l'atelier mais le flux massique négligeable compte tenu des faibles teneurs dans les gaz de sol. A contrario, au sud et à l'ouest, la présence d'une dalle en béton limite fortement le flux d'air pouvant transiter par ces fissures périphériques. La comparaison des débits d'air modélisés en hiver confirme cela (pour le test 9, les débits d'air $-Q_{soil}$ pour les modèles analytiques varie de 100 à 210 m^3/j tandis qu'il n'est que de 1,3 m^3/j pour le modèle numérique). **Dans le cas du site atelier, sur la base des résultats du modèle numérique l'apport par les fissures périphériques est sans doute faible (de 10 % des concentrations mesurées dans l'air en hiver et 3 % en été).**

Ainsi, il apparaît que la présence en limite extérieure de l'atelier de revêtements peu perméables (dalles en béton) limite fortement le flux d'air pouvant transiter par les fissures périphériques, les modèles de Johnson et Ettinger (1991) ou Yao et al. (2011) ne sont donc pas adaptés à ces situations, les débits d'air calculés étant liés à l'alimentation par la surface en périphérie du bâtiment.

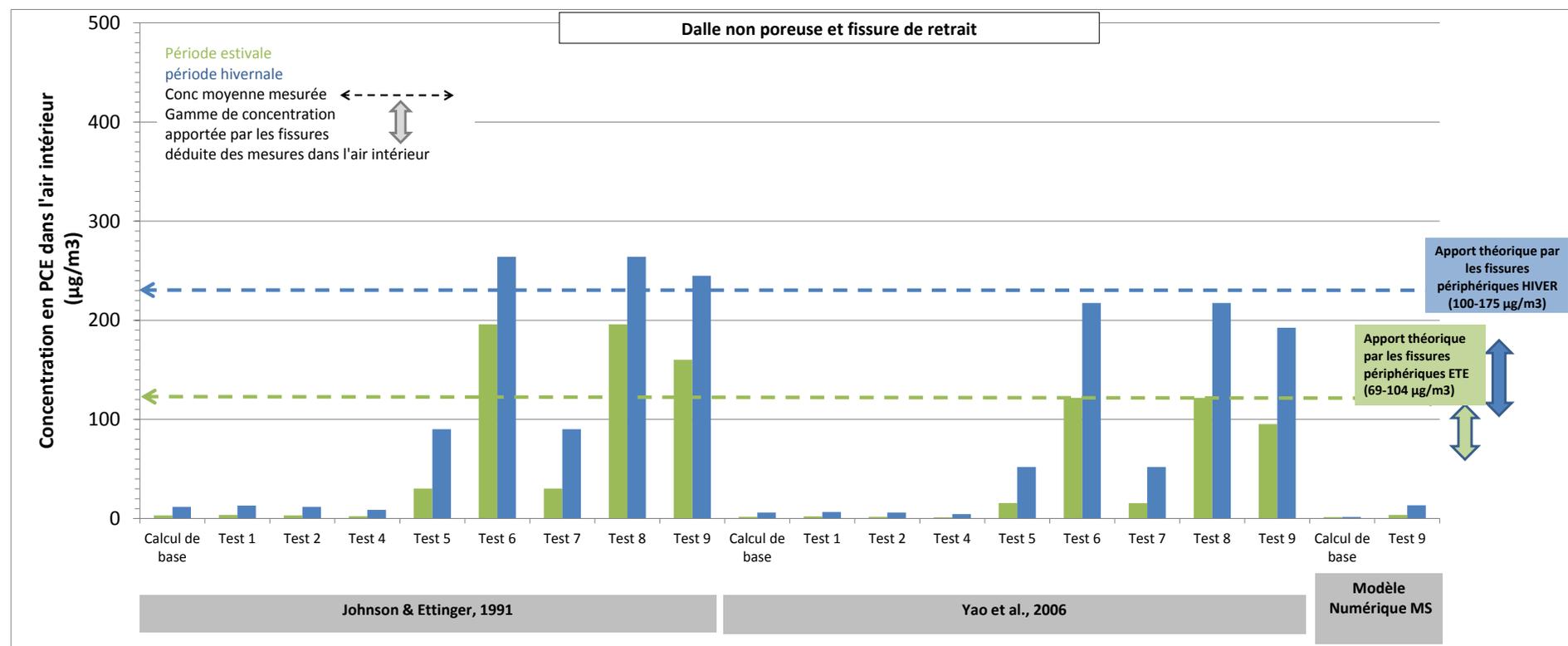


Figure 36 – Concentrations modélisées dans l'air intérieur par les modèles représentant la fissure périphérique

Apport à travers la dalle poreuse

Une autre possibilité pour la retranscription des concentrations dans l'air intérieur mesurées serait non pas l'apport de fissures périphériques mais la présence de fissures dans la dalle n'ayant pas été identifiées et n'ayant pas fait l'objet de mesures de flux. En effet, malgré la densité des mesures de flux sur la dalle de l'atelier (70 points de mesures, voir annexe 8), compte tenu de la surface de la chambre à flux, la surface mesurée ne représente que 10 % de la surface totale de l'atelier (168 m²). Ainsi, en Figure 37, ce sont les concentrations dans l'air mesurées qui sont utilisées à des fins de calage. Les modélisations conduites sont (i) analytiques considérant la dalle comme traversée de fissures individualisées (Bakker et al., 2008 -ouvertures) ou comme un milieu poreux équivalent (Bakker et al., 2008-Milieu poreux) et (ii) numérique 3D du milieu souterrain et de la dalle considérée (comme un milieu poreux équivalent).

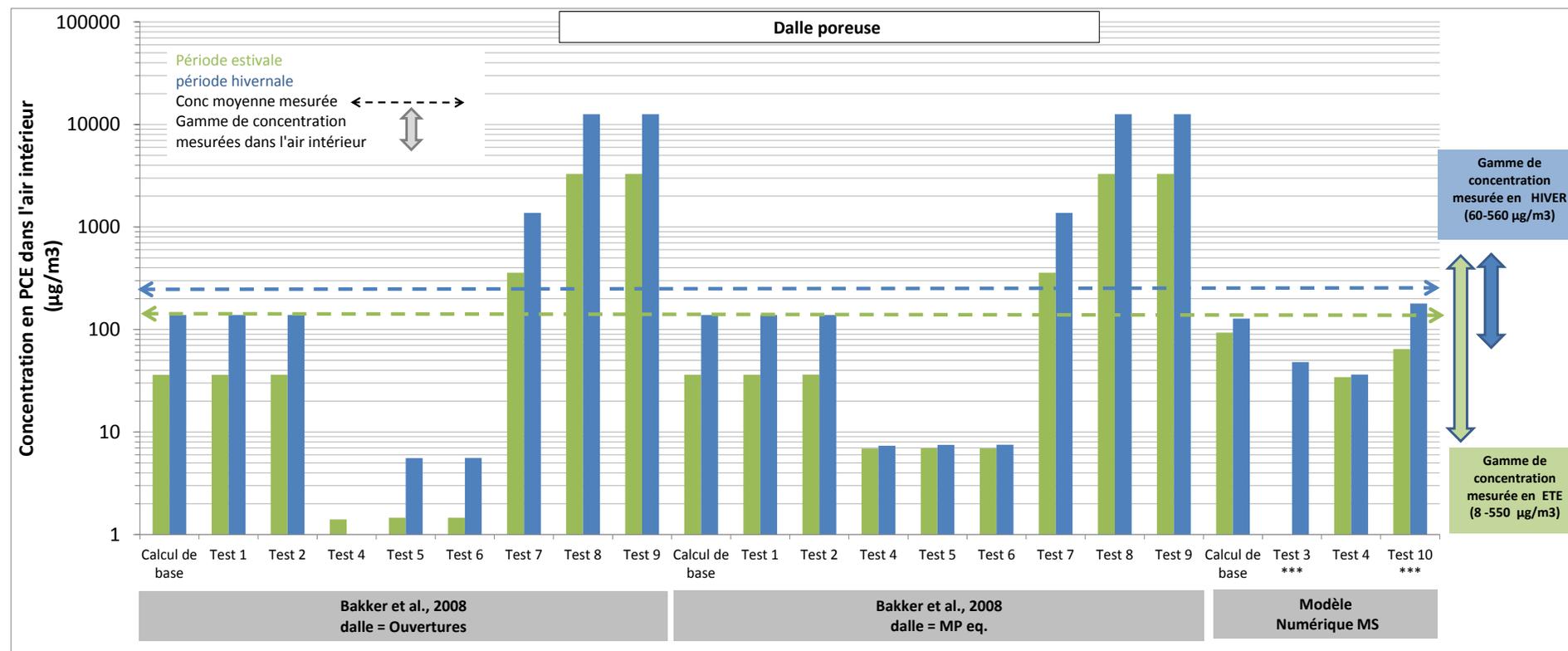


Figure 37 – concentrations modélisées dans l'air intérieur par les modèles prenant en compte les transferts à travers la dalle (par des ouvertures ou un milieu poreux équivalent)

Pour ces simulations (la description des tests est présentée au Tableau 20), les deux paramètres testés sont la perméabilité de la dalle et des remblais, il faut noter cependant que :

- les perméabilités des horizons sous-jacents auraient également une influence si le terme source de la modélisation avait été considéré dans les limons ou les sables,
- la porosité et tortuosité de la dalle n'a pas fait l'objet d'un calage mais comme précisé ci-dessous et dans le § 1.5.2 de l'annexe 9-A, si la diffusion contribue pour une part non négligeable au flux vers l'air intérieur, l'incertitude sur ces paramètres ne modifie cependant que d'un facteur 2 le flux diffusif.

L'augmentation de perméabilité verticale équivalente (sol+dalle) de 1.10^{-13} m^2 à 4.10^{-10} m^2 (correspondant à la gamme testée voir Tableau 20), influence de manière importante les concentrations dans l'air intérieur qui varient en Figure 37 de plus de 3 ordres de grandeur. Pour la modélisation numérique en 3D, cette estimation en perméabilité verticale équivalente n'est pas possible dans la mesure où elle dépend de la zone d'influence de la dépression.

La Figure 37 montre que pour des perméabilités verticales équivalente de 3 à 4.10^{-12} m^2 (calcul de base, tests 1, 2, 3), les concentrations seraient légèrement plus faibles que celles mesurées tandis qu'elles seraient trop élevées avec une perméabilité équivalente de 4.10^{-11} m^2 (test 7). Les concentrations sont largement inférieures et supérieures avec respectivement une perméabilité équivalente de $1,6.10^{-3} \text{ m}^2$ (tests 5, 6, 7) et $3,6.10^{-10} \text{ m}^2$ (tests 8, 9).

Pour les modèles analytiques, la Figure 38 ci-contre montre qu'avec une perméabilité verticale équivalente de 1.10^{-11} m^2 , les concentrations dans l'air intérieur seraient de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en été et de $330 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver, soit comparables aux mesures réalisées (moyenne de $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en été et de $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver).

Cette perméabilité moyenne pourrait être obtenue pour une perméabilité de dalle de 5.10^{-12} m^2 et une perméabilité des remblais de 2.10^{-10} m^2 . Ces valeurs sont plausibles au regard des mesures réalisées in situ (voir annexe 8) considérant que les zones fissurées de la dalle n'ont pas été identifiées.

La modélisation numérique conduite avec ces perméabilités (de 5.10^{-12} m^2 pour la dalle et de 2.10^{-10} m^2 pour les remblais) correspondant au test 10 en Figure 37) conduit à des concentrations dans l'air intérieur en été de $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et en hiver de $179 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comparables à celles mesurées (avec une légère sous-estimation d'un facteur inférieur à 2). Les débits volumiques et massiques vers l'air intérieur calculés sont respectivement de $6 \text{ m}^3/\text{j}$ - $1,3 \text{ g}/\text{j}$ en été et $33 \text{ m}^3/\text{j}$ - $3,6 \text{ g}/\text{j}$ en hiver. Les concentrations dans l'air des sols sous la dalle ($116 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en été et $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver) demeurent comparables aux mesures. Cette modélisation est décrite dans le détail en annexe 9-A.

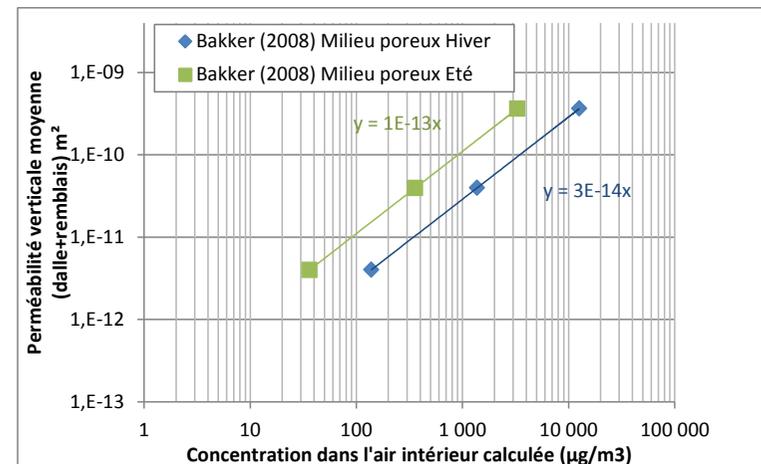


Figure 38 – rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la perméabilité verticale moyenne pour le modèle de Bakker et al. 2008

3.3.3 Synthèse

Sur le site atelier, en présence d'une dalle a priori indépendante et par ailleurs dégradée (siège d'un transfert, les modèles 1D existants ne permettent pas de représenter l'ensemble des transferts qui sont d'une part associés à la fissure périphérique et d'autre part à un transfert au sein même de la dalle par convection et diffusion). Aujourd'hui, le choix des modèles analytiques 1D conduit soit à la prise en compte du transfert périphérique (Johnson et Ettinger (1991), Yao et al. (2011)) soit le transfert à travers les dalles poreuses (Waitz et al. (1996), Bakker et al. (2008)). Ces quatre modèles ont été testés et confrontés aux résultats de la modélisation numérique.

- Dans un premier temps, les calculs des concentrations dans les gaz du sol ont été comparés pour une source en profondeur et pour différentes perméabilités des sols ou de la dalle.
- Dans un deuxième temps, l'influence du choix du terme source (dans les remblais sous dalle) sur les concentrations calculées dans l'air intérieur a été étudiée avec les modèles 1 (facteurs d'atténuation), les modèles 2 (solution analytique 1 D) et le modèle 5 (modèle numérique 3D ZNS+dalle).
- Enfin dans un troisième temps, le calage de ces modèles est présenté en parallèle.

Au-delà du cas spécifique du site atelier, les travaux présentés dans cette annexe mettent en évidence les points suivants qu'il conviendra de garder en mémoire lors de la mise en œuvre de toute modélisation.

Schématisation

- **Importance de la connaissance du mode constructif du bâtiment (qu'il soit existant ou futur) pour la schématisation du transfert.**

Les modélisations conduites ont montré que des résultats sensiblement différents sont obtenus avec une dalle indépendante (fissure périphérique) et une dalle dont l'état de dégradation conduit à la considérer comme un milieu équivalent. Par ailleurs, la présence d'une étanchéité de surface au-delà du bâtiment présentant une fissure en périphérie réduira fortement les débits d'air, les modèles analytiques 1D classiquement utilisés pour modéliser cette fissures pourront alors surestimer d'un à plusieurs ordres de grandeur les concentrations l'air intérieur en fonction de la perméabilité des sols et de la longueur de cette étanchéité.

- **Grande sensibilité des résultats des modèles aux paramètres de transfert convectifs et diffusifs dans les sols et la dalle poreuse.**

Les modélisations conduites ont en effet montré des résultats sensiblement différents pour des gammes de perméabilité des sols et des dalles estimés à partir de la littérature ou mesurés sur site.

- **Choix des concentrations à la source.**

Parmi les conditions limites de la modélisation, le choix de la (ou des) concentrations représentant le terme source est majeure. Les modélisations conduites ont en effet montré que les choix réalisés peuvent conduire à une mésestimation significative des concentrations dans l'air intérieur, il est donc nécessaire d'interpréter les mesures réalisées afin de s'assurer que le choix du terme source sera représentatif de ce que l'on cherche à modéliser.

Calage

Sur le site atelier, compte tenu de la présence de revêtements peu perméables en surface autour du bâtiment limitant les transferts par les fissures périphériques, seuls les modèles 1D de Waitz et al. (1996), Bakker et al. (2008) permettent de retranscrire les concentrations mesurées. Si les modèles 1D de Johnson et Ettinger (1991), Yao et al. (2011) conduisent à des concentrations dans l'air intérieur de l'ordre de grandeur des mesures pour certains jeu de paramètres, c'est avec un flux d'air calculé non représentatif de l'environnement immédiat de l'atelier, il est de 2 ordres de grandeur supérieur à ce qui est calculé avec le modèle numérique.

ANNEXE 9-D

Paramètres des modélisations analytiques et numériques du site atelier

4.1 SCHEMATISATION

4.1.1 Géologie

Suite à l'analyse des coupes géologiques des ouvrages réalisés (piézaires et piézomètres inclus), trois horizons lithologiques ont été identifiés : des remblais sur environ 1 m d'épaisseur, des limons sur environ 2 m d'épaisseur et des sables de graviers sur plusieurs mètres d'épaisseur, siège d'une nappe dont le toit se situe à environ 5 m de profondeur (voir annexe 8).

Les données topologiques ainsi que les coupes géologiques des ouvrages ont été interpolées avec un outil dédié, le logiciel Soil Remediation (développé par Kidova), afin de définir un modèle numérique de terrain (surface du sol) ainsi que les surfaces (subhorizontales) correspondantes aux interfaces entre les lithologies.

Modélisations analytiques 1D

Les surfaces interpolées ont été utilisées pour schématiser le modèle analytique 1D (modèles 2 présentés en annexe 9-B) en prenant pour chaque interface les cotes moyennes au droit de l'atelier. Cette discrétisation verticale 1D a été possible parce que les surfaces étaient relativement planes au droit de l'atelier.

Par la suite, dans les modélisations ont été distinguées deux configurations pour la localisation du terme source limitant ainsi l'extension verticale du modèle :

- pour le cas d'une source au sein des remblais, seul l'horizon de remblais a été considéré,
- pour le cas d'un terme source au sein des sables, les 3 horizons susmentionnés (remblais, limons, sables) ont été considérés.

Modélisation numérique 3D

Les surfaces interpolées ont été utilisées pour schématiser et construire la modélisation numérique 3D des écoulements et transferts dans la zone non saturée (modèle 5 présenté en annexe 9-A), modèle qui s'étend jusqu'à la nappe.

4.1.2 Interface sol-bâtiment

Les informations disponibles sur la nature de l'interface sol/bâtiment du site atelier sont les suivantes :

- vis-à-vis des transferts périphériques
 - La présence de la fissure périphérique n'est pas avérée : la typologie constructive du bâtiment reste inconnue, cependant compte tenu de la taille et de l'usage industriel du bâtiment, il est probable que la construction comporte un dallage indépendant. Lors de la visite du site, la visualisation de cette fissure s'est avérée délicate compte tenu de l'état de vétusté des murs et de la dalle. Il a été noté un espace entre la base du mur et la dalle de fondation pouvant correspondre à cette fissure ;
 - La présence d'une dalle en périphérie du bâtiment sur les parties ouest (garage), sud (appentis) et est (poursuite de l'atelier) n'est pas conforme à la schématisation des modèles analytiques considérant le transfert par une fissure de retrait et des sols à nu en périphérie du bâtiment.
- Les transferts au sein de la dalle
 - La dalle d'une surface de 168 m² présente des hétérogénéités et une zone d'environ 2 m² nouvellement dallée (cf. annexe 8). Visuellement son état est dégradé à l'image du reste du bâtiment sans que des

fissures puissent être observées (probablement masquées par la présence de poussières sur les sols), une hypothèse avancée est qu'elle est perméable « en grand ».

Modélisations analytiques 1D

L'interface sol/bâtiment est modélisée selon trois approches également rappelées dans la figure suivante, respectivement en lien avec :

- une dalle poreuse sans fissure de retrait, la dalle est considérée soit comme un milieu poreux équivalent (Bakker et al., 2008), soit comme une dalle fissurée régulièrement dénommée « ouvertures » (Bakker et al., 2008) ;
- une dalle non poreuse avec fissure de retrait (Johnson & Ettinger, 1991 et Yao & al., 2011).

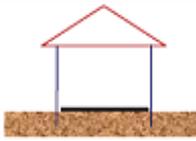
Géométrie du soubassement	Représentation de la dalle et modèle
 <p>Sans vide sanitaire ni cave Dallage indépendant</p>	<p>Fissure de retrait : Johnson & Ettinger (1991), Yao & al. (2011), Bakker & al. (2008)</p>
 <p>Sans vide sanitaire ni cave Dalle portée ou radier</p>	<p>Fissures réparties : Bakker & al. (2008) Milieux poreux équivalent : Bakker & al. (2008)</p>

Figure 39 – Représentation de la dalle des différents modèles analytiques

Modélisations numériques 3D

L'interface sol/bâtiment est modélisée selon trois approches :

- une dalle poreuse sans fissure de retrait, la dalle est alors considérée comme un milieu poreux équivalent (perméabilité et coefficient de diffusion). Cette schématisation est comparable à celle retenue par Bakker et al. 2008 ;
- une dalle non poreuse avec fissure de retrait, afin de pouvoir être comparée aux modèles analytiques de Johnson & Ettinger, 1991 et Yao & al., 2011. Il est à noter que dans cette approche, la dalle non poreuse est étanche aux gaz à la fois vis-à-vis de la convection et de la diffusion ;
- une dalle poreuse avec fissure de retrait correspondant à une situation actuellement non modélisable par les modèles analytiques.

L'impact de ces écarts de conceptualisation de la dalle et des fissures et de la schématisation des transferts ne prenant pas en compte systématiquement les mécanismes convectifs et diffusifs, est difficilement appréciable, certaines hypothèses sont cependant avancées dans l'annexe 9-C à l'issue des différentes modélisations réalisées.

4.2 PARAMETRES DES SOLS

Les caractéristiques des horizons lithologiques nécessaires aux modélisations sont notamment la teneur en matières organiques³⁷, la porosité totale, la porosité ouverte à l'eau (ou teneur en eau), la porosité ouverte à l'air (ou teneur en gaz), la perméabilité à l'air. Les valeurs associées à ces paramètres, sont issues :

- de mesures réalisées in situ ou au laboratoire à partir d'échantillons prélevés sur site (cf. annexe 8) ;
- de calculs (cf. la valeur de la porosité ouverte à l'air : porosité totale - porosité ouverte à l'eau) ;
- et de la littérature. En particulier du système de classification des sols SCS permettant de déterminer la texture en fonction de la granulométrie et de définir des valeurs par défaut pour chaque texture de la porosité, teneur en eau, paramètres de Van Genuchten, perméabilité à l'eau à saturation, (voir § 8.4.1 du guide méthodologique).

Les valeurs des paramètres sont synthétisées dans le tableau suivant pour les différentes simulations présentées en annexe 9-A, 9-B (hors étude de sensibilité générique présentée au §2.5) et 9-C.

Paramètre et modèle concerné		Unité	Horizon de remblais	Horizon de limons	Horizons de sables/graviers
POROSITE TOTALE (Mesures en laboratoire)					
Modèle numérique		-	0,33	0,34	0,24
Modèle analytique		-			
SATURATION IRREDUCTIBLE EN EAU (littérature à partir des analyses granulométriques réalisées)					
Modèle numérique		-	0,1	0,12	0,14
Modèle analytique		-	-	-	-
POROSITE OUVERTE A L'EAU (Mesures en laboratoire)					
Modèle numérique		-	Calculé (1)	Calculé (1)	Calculé (1)
Modèle analytique	sources 1, 2, 3, 4	-	0,0475	0,16	0,035
	sources 5, 6	-	0,033	0,204	0,038
POROSITE OUVERTE A L'AIR (calculé à partir de la porosité totale et ouverte à l'eau)					
Modèle numérique		-	Calculé (1)	Calculé (1)	Calculé (1)
Modèle analytique	sources 1, 2, 3, 4	-	0,283	0,214	0,205
	sources 5, 6	-	0,297	0,136	0,202
PARAMETRES DE VAN GENUCHTEN (littérature à partir des analyses granulométriques réalisées)					
Modèle numérique		-	Alpha =3.52 beta=3.18	Alpha =1.11 beta=1.47	Alpha =3.52 beta=3.18
Modèle analytique		m ²	-	-	-
PERMEABILITE EFFECTIVE A L'AIR (Mesures in situ et littérature à partir des analyses granulométriques réalisées)					
Modèle numérique	Modèle de référence	m ²	Calculé (1) à partir de $k_i = 2.10^{-12} \text{ m}^2$	Calculé (1) à partir de $k_i = 2.10^{-13} \text{ m}^2$	Calculé (1) à partir de $k_i = 2,3.10^{-12} \text{ m}^2$
	<i>Gamme de variation</i>	m ²	2.10^{-12} à 2.10^{-10}	-	-
Modèle analytique	Modèle de référence	m ²	2.10^{-12}	2.10^{-13}	$2,3.10^{-12}$
	<i>Gamme de variation</i>	m ²	2.10^{-12} à 2.10^{-10}	-	-

(1) calculé à partir des paramètres de Van Genuchten, de la porosité et de la saturation irréductible en eau

Tableau 12 – paramètres des sols retenus pour les modélisations

Par ailleurs, sont retenus :

- dans le modèle numérique une masse volumique du gaz de $1,23 \text{ kg/m}^3$ (à 15°C), et de l'eau de 1 kg/l
- une viscosité du gaz de $1,81.10^{-5} \text{ Pa.s}$ et de l'eau de 10^{-3} Pa.s

³⁷ Donnée spécifique à un terme source dans les sols afin de modéliser les concentrations dans les gaz de sol. Si le terme source est représenté par des concentrations dans les gaz de sol, la teneur en matière organique n'est pas nécessaire

4.3 PARAMETRES CARACTERISTIQUES DU BATIMENT (HORS DALLE)

Les modélisations requièrent divers paramètres relatifs au bâtiment, comme ses dimensions ou le taux de renouvellement d'air, mais également d'autres paramètres jouant un rôle particulier en termes de transfert gazeux du sol vers le bâtiment comme la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. Les différents résultats des campagnes de mesures en période estivale et hivernale réalisées sur le site atelier sont présentés et illustrés dans l'annexe 8. Les valeurs des paramètres caractéristiques du bâtiment prises en compte dans les modélisations sont synthétisées dans le tableau suivant.

Paramètre	Unité	Valeur	Source
Longueur du bâtiment	m	14	mesure sur site
Largeur du bâtiment	m	12	mesure sur site
Hauteur du bâtiment	m	5	mesure sur site
Périmètre du bâtiment	m	52	calcul
Surface au sol du bâtiment	m ²	168	calcul
Volume du bâtiment	m ³	840	calcul
Taux de renouvellement d'air	Vol h ⁻¹	1	Mesuré pour des vents faibles
Différence de pression intérieur / extérieur	Pa	Juin 2012 : 0,7 Mars 2012 : 4	moyennes des mesures sur site

Tableau 13 – Paramètres caractéristiques du bâtiment retenus pour les modélisations

Concernant le taux de renouvellement de l'air, il est à souligner qu'il a été mesuré dans le bâtiment à différentes périodes, cependant, le renouvellement d'air considéré comme représentatif au moment des mesures des concentrations dans l'air intérieur a été pris à 1 vol/h (cf annexe 8).

4.4 PARAMETRES DE LA DALLE ET DES FISSURES

Le tableau suivant synthétise les valeurs des paramètres de la dalle pris en compte dans les modélisations³⁸. Pour certains, ils sont issus de mesures sur le site atelier avec les méthodes explicitées et illustrées en annexe 8. Pour d'autres, ce sont des valeurs de la littérature qui sont retenues.

Paramètre	Unité	Valeur de la modélisation analytique		Valeur de la modélisation numérique		Source
		Modèle de référence	Gamme de variation	Modèle de référence	Gamme de variation	
Epaisseur	m	0.2	-	0.2	-	moyenne mesurée sur le site
APPROCHE PAR MILIEU POREUX EQUIVALENT						
Do/Deff	-	500	50 à 2000	500	50 à 2000	Calcul au regard du calage sur les paramètres du modèle numérique. (D0/Deff =500)
porosité totale	-	0.165		0.165		Musielak, 2012
Paramètres de Van genuchten	Alpha (1/m) Beta (-)	-	-	Alpha = 3.52 , beta =3.18	-	Choisi pour avoir un profil raide (et donc l'absence de variation de la saturation en eau et la perméabilité au gaz)
porosité ouverte à l'air	-	0.0526		calculée (1)	-	Estimation
perméabilité effective à l'air	m ²	8,00E-14	10 ⁻¹⁶ m ² à 2.10 ⁻⁹ m ²	2.10 ⁻¹⁰ m ² (2)	10 ⁻¹⁶ m ² à 2.10 ⁻⁹ m ²	Mesures sur site et au laboratoire et données de la littérature (Bakker et al. 2008)
APPROCHE PAR FISSURES PERIPHERIQUES						
largeur des fissures de retrait	mm	5	1 à 7,5	1	-	valeurs de la littérature (US EPA, 2001 et Bakker et al. 2008)
profondeur de la base des fondations (Zcrack)	m	0.2	-	0.2	-	Correspondant à l'épaisseur de la dalle
Perméabilité de la fissure	m	Perméabilité des remblais	-	Perméabilité des remblais	Calculée (3)	Hypothèse du modèle analytique
APPROCHE PAR FISSURES RÉPARTIES						
Nombre d'ouvertures par unité de surface	m ⁻²	10	-	-	-	valeurs de la littérature (US EPA, 2001 et Bakker et al. 2008)
Fraction d'ouvertures dans la dalle (fof)	-	4,5.10 ⁻⁶		-		valeur par défaut issue de Waitz & al., 1996 pour un béton de qualité moyenne, ajustée pour avoir un K _{equiv} à 8 E ⁻¹⁴ m ²
K équivalent déduit en fissures réparties	m ²	8,06.10 ⁻¹⁴		-		Calculé (pour information)

(1) calculé à partir des paramètres de Van Genuchten, de la porosité et de la saturation irréductible en eau

(2) compte de la faible variation de la teneur en eau introduite dans le modèle très proche de la saturation irréductible en eau, la perméabilité au gaz est égale à la perméabilité intrinsèque

(3) calcul réalisé selon la formule de "Poiseuille $K = e^2/12$

Tableau 14 – Paramètres caractéristiques de la dalle est des fissures

Pour la modélisation de la dalle en milieu poreux équivalent, les sources de données sont les suivantes :

- la perméabilité de la dalle est définie à partir des mesures présentées en annexe 8,
- la porosité choisie est conforme à la porosité mesurée en laboratoire dans le cadre de ce projet (Musielak, 2012).
- en l'absence de données sur les paramètres de van Genuchten pour le béton, les paramètres choisis sont ceux des sables car ils correspondent à un profil hydrique le plus raide possible.

³⁸ Il est à noter que des valeurs différentes ont été retenues lors des tests de sensibilité des modèles analytiques présentés au § 2.5 de l'annexe 9-B et plus particulières dans ces derniers les valeurs de certains paramètres étaient les suivantes :

- Approche par milieu poreux équivalent : une tortuosité de 3,80E-02 (-), une porosité ouverte à l'air de 4,97E-02, une perméabilité équivalente à l'air de 1,00E-16 m²;
- Approche par fissures réparties : une fraction d'ouvertures dans la dalle (fof) de 1,00E-05, soit K déduit en fissures réparties de 3,98E-13 m².

- Enfin, en l'absence de mesure de la teneur en eau résiduelle dans ces bétons, ce paramètre a été ajusté de manière à avoir un coefficient de diffusion effective (D_{eff}) de $1/500^{ème}$ du coefficient de diffusion dans l'air libre (D_0). Cette valeur a été choisie au regard des mesures réalisées à l'échelle du laboratoire (de $1/360^{ème}$, Musielak, 2012) et à l'échelle du site pilote SCERES (compris entre $1/130$ et $1/600$, cf. Marzougui, 2012).

4.5 DONNEES SUR LA POLLUTION

4.5.1 Description de la source

Pour définir l'extension de la zone source, le logiciel OREOS³⁹ a été utilisé (voir annexe 8). Les concentrations d'apparition en NAPL sont estimées à 400 mg/kg dans les remblais, 160 mg/kg dans les limons et à 118 mg/kg dans les sables et graviers. Cela a permis de délimiter pour le modèle numérique l'extension de la zone source constituée de la présence de phase organique. Pour les modèles analytiques 1D, compte tenu de la localisation de la source en extrémité du bâtiment, cette zone spécifique n'a pas été retenue spécifiquement.

Les modélisations conduites ont considéré directement une concentration dans les gaz des sols (à part dans l'objectif de comparaison des approches voir § 3.2). Il a donc été nécessaire pour le modèle numérique de définir la concentration dans les gaz du sol à retenir au droit du terme source.

Le calcul de la répartition des polluants dans les différentes phases conduit à des estimations des concentrations de polluants dans les gaz du sol en accord avec les lois d'équilibre thermodynamique. Néanmoins, l'hétérogénéité des sols et de la répartition de la pollution conduit à une atténuation des teneurs moyennes par rapport à celles d'équilibre au droit de la zone source (phénomène de « non équilibre local »). C'est donc à partir de la confrontation de ces calculs aux concentrations mesurées directement dans les gaz du sol que ce « non équilibre local » a été estimé. Ainsi les concentrations dans les gaz du sol à la source correspondent à :

- 1% de l'équilibre thermodynamique dans les remblais, soit une concentration de 1000 mg/m^3 ,
- 1% de l'équilibre thermodynamique dans les limons soit une concentration de 800 mg/m^3 ,
- 1,5 % de l'équilibre thermodynamique dans les sables, soit une concentration de 3100 mg/m^3 .

³⁹ Ce logiciel a été développé par Burgeap, pour plus d'information : www.oreos-software.com

4.5.2 Concentrations dans les gaz du sol – termes sources considérés

Modélisation numérique 3D

Comme présenté ci-avant, le terme source retenu dans la modélisation numérique correspond aux concentrations imposées dans les gaz du sol au sein de la zone délimitant la présence de phase organique. Cette concentration a été considérée comme invariable dans le temps, la modélisation étant conduite en régime permanent.

Les concentrations présentées dans l'annexe 9-A et 9-C dans les différents horizons sous l'atelier correspondent à des extractions des résultats du modèle, soit en valeur ponctuelle (pour la comparaison à des mesures localisées) soit en valeur moyenne à une profondeur donnée sous l'emprise de l'atelier.

Modélisations analytiques 1D

Les modèles analytiques proposent une solution analytique unidimensionnelle, et dans le cas présent une source infinie. Ainsi les concentrations retenues pour les différentes sources sont celles reprises dans le tableau suivant.

Source (et profondeur)	Concentration (mg/m ³) en période estivale	Concentration (mg/m ³) en période hivernale	Commentaires
Source 1 dans les remblais (0,4 m)	128 361	74 922	Concentration d'équilibre dit triphasique
Source 2 dans les remblais (0,4 m)	1 003	1 611	Concentration dans les gaz du sol mesurée dans Pza37
Source 3 dans les remblais (0,4 m)	129	87	moyenne pondérée des concentrations dans l'air des sols dans Pza12, Pza14b-H, Pza17, Pza19, Pza20-H, Pza24, Pza26, Pza27-H, Pza28, Pza31 et Pza34-H
Source 4 dans les sables (3,25 m)	1564	2606	moyenne des concentrations dans l'air des sols dans Pza8, Pza21 et Pza33
Source 5 dans les sables (3,39 m)	575	575	moyenne des concentrations simulées par le modèle numérique sous l'atelier (sables, I14)
Source 6 dans les remblais (0,4 m)	118	118	moyenne des concentrations par le modèle numérique sous l'atelier (remblais, I6)

Tableau 15 – Terme source considéré dans les modèles analytiques - concentrations dans les gaz du sol

4.5.3 Concentrations dans l'air intérieur et flux – données de calage

Les concentrations mesurées dans les gaz de sols, dans l'air intérieur ainsi que les flux sont présentés en annexe 8, est présentée ci-dessous la mise en parallèle des mesures de flux avec celles réalisées dans l'air intérieur.

En hiver (mars 2012), le débit de polluant à travers la dalle (hors fissures périphériques) mesuré est compris entre 1,1 et 2,6 g/j. Considérant un renouvellement d'air intérieur de 1 vol/h, cela conduirait à une concentration dans l'air intérieur comprise entre 55 et 130 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en mars 2012 comprises entre 60 et 560 avec une moyenne de 230 µg/m³. Ainsi, le débit à travers la dalle apporterait entre 24 et 57 % de la concentration dans l'air intérieur, les débits à travers des passages préférentiels constitueraient le complément (soit de 100 à 175 µg/m³).

En été (juin 2012), le débit de polluant à travers la dalle (hors fissures périphériques) mesuré est compris entre 0,4 et 1,1 g/j. Considérant un renouvellement d'air intérieur de 1 vol/h, cela conduirait à une concentration dans l'air intérieur comprise entre 20 et 55 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur mesurées sont en juin 2012 comprises entre 8 et 550 avec une moyenne de 124 µg/m³. Ainsi, le débit à travers la dalle apporterait entre 16 et 44 % de la concentration dans l'air intérieur, les débits à travers des passages préférentiels constitueraient le complément (soit de 69 à 104 µg/m³).

Les passages préférentiels évoqués ci-dessus peuvent être des fissures périphériques associées à la rétraction de la dalle durant son séchage ou des fissures non identifiées à travers la dalle de l'atelier. Dans l'annexe 9-C, les deux possibilités sont traitées.

4.5.4 Paramètres physico-chimiques du perchloroéthylène

Les principales propriétés physico-chimiques du perchloroéthylène retenues sont issues de la « fiche de données toxicologiques et environnementales » relative au perchloroéthylène et éditée par l'INERIS (2012) ou de document de l'US EPA (US EPA, 2001, 2004) et synthétisées dans le tableau suivant.

Paramètres	Valeur	Unité	Source
Masse molaire	165,80	g.mol ⁻¹	fiche INERIS
Pression de vapeur	1900	Pa	fiche INERIS
Solubilité dans l'eau	150	mg.l ⁻¹	fiche INERIS
Température de référence (TR)	25	°C	fiche INERIS
Constante de Henry dimensionnée à TR	1844	Pa.m ³ .mol ⁻¹	fiche INERIS
Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition	8288	cal/mol	US EPA 2001 - annexe
Température d'ébullition Tb	394,4	°K	US EPA 2001 - annexe
Température critique Tc	620,2	°K	US EPA 2001 - annexe
Constante liée à Tb/Tc	0,35	-	calcul à partir de US EPA 2004 - tab. 2
Enthalpie de vaporisation à température ambiante	9399,97	cal/mol	calcul à partir de US EPA 2004 - eq. 4
Température moyenne du sol (TS)	15	°C	estimation à partir des mesures moyennes de 16°C à 1,3 m de profondeur
Constante de Henry adimensionnée à TR	0,74	-	calcul à partir de HR
Constante de Henry adimensionnée à TS	0,43	-	calcul à partir de US EPA 2004 - eq. 3
Coefficient de partition sol/carbone organique	2,47E+02	l.kg ⁻¹	fiche INERIS
Coefficient de diffusion dans l'air seul à TR	7,20E-06	m ² .s ⁻¹	fiche INERIS
Coefficient de diffusion dans l'eau seule à TR	8,20E-10	m ² .s ⁻¹	fiche INERIS
Coefficient de diffusion dans l'air seul à TS	6,72E-06	m ² .s ⁻¹	fiche INERIS
Coefficient de diffusion dans l'eau seule à TS	7,66E-10	m ² .s ⁻¹	fiche INERIS

Tableau 16 – paramètres physico-chimiques du perchloroéthylène retenus

4.6 REFERENCES

- Abdelouhab M. (2011) Contribution à l'étude du transfert des polluants gazeux entre le sol et les environnements intérieurs des bâtiments. Thèse Université de la Rochelle.
- Abreu L. D., Johnson P. C. (2005) Effect of vapor_building separation and building construction on soil vapor intrusion as studied with a three-dimensional numerical model. *Envir. Sci. Technol.* 39, p. 4550-4561.
- Bakker J., Lijzen J.P.A., van Wijnen H.J. (2008) Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. RIVM report no. 711701049, 140 p
- Diallo T. M. O., Collignan B., Allard F., Koffi J. (2012). Contamination of indoor air by soil gas pollutants : the impact of buildings substructures. Conference Ventillation 2012 :17, 18, 19, Septembre 2012 Paris.
- Diallo T. M. O., Collignan B., Allard F. (2013) Analytical quantification of airflows from soil through building substructures. *Building Simulation Journal*. Volume 6, Issue 1, pp 81-94.
- Diallo T. (2013) Mémoire de doctorat. IMPACT DES POLLUANTS GAZEUX DU SOL SUR LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR DES BÂTIMENTS. Thèse de Doctorat, spécialité : Génie Civil, Université de La Rochelle.
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings, *Environmental Science & Technology* 25:1445-1452
- Mowris R. J., Fisk W. J. (1988) Modelling the effects on exhaust ventilation on ²²²Rn entry rates and indoor ²²²Rn concentrations. *Health Physics*. Vol 54, N°5, May, p. 491-501.
- Yao Y., Shen R., Pennell K. G., Suuberg E. M. (2011) Comparison of the Johnson Ettinger vapor intrusion screening model predictions with full three-dimensional model results. *Environ. Scien. Technol* 45 (6) : 2227-35