

Les transferts de pollutions volatiles du sol vers l'air intérieur : diagnostic et modélisation des impacts - Guide méthodologique FLUXOBAT (2013)

Vapor intrusion from soil : indoor air diagnostic and intrusion modeling - Methodological Guidance : FLUXOBAT (2013)

Sylvie TRAVERSE
Juliette CHASTANET
BURGEAP, Direction Recherche et Développement,
19 rue de la Villette, 69425 LYON Cedex 03

Corinne HULOT
INERIS, Direction des risques chroniques,
Parc Technologique ALATA - BP2, 60550 Verneuil-en-Halatte

Bernard COLLIGNAN
CSTB, Direction santé confort, Grenoble

Résumé

Les évaluations des risques sanitaires associés à la présence de Composés Organiques Volatils (COV) dans les sols sont en grande partie liées à la dégradation de la qualité de l'air intérieur qu'une telle pollution peut générer. Les travaux dont rend compte le guide méthodologique FLUXOBAT (Traverse *et al.*, 2013) visent à fournir les clés permettant de mieux appréhender ces transferts et leurs impacts potentiels. Pour des bâtiments existants, l'évaluation des risques repose sur des mesures de concentrations dans l'air intérieur, dont la représentativité temporelle est une question fondamentale. Les mesures des concentrations en tétrachloroéthylène dans l'air intérieur d'un site atelier ont mis en évidence des variations significatives des concentrations en lien avec les conditions météorologiques et le chauffage. Ces résultats appuient la nécessité d'une intégration temporelle des concentrations dans l'air relativement longue et la multiplicité des campagnes. Ils mettent

également en avant le besoin de connaître les paramètres d'influence afin d'interpréter les mesures. Pour les futures constructions, une modélisation prédictive des impacts est généralement mise en œuvre. Différentes approches de modélisation des transferts de COV des sols vers l'air intérieur (facteur d'atténuation, modèles analytiques 1D, modèles numériques) ont été réalisées sur le site atelier, avec pour objectifs de préciser si elles peuvent restituer les mesures et de mettre en évidence les intérêts et limites de chaque approche. Les résultats sont présentés ici sous deux angles de vue : i) l'estimation des transferts dans la zone non saturée et les concentrations dans les gaz du sol sous dalle sont globalement homogènes, quelle que soit l'approche considérée (écart modèles/mesures inférieures à un facteur 3) ; ii) l'estimation des transferts à travers la dalle et les concentrations dans l'air intérieur résultantes s'avèrent plus disparates. Ces résultats mettent en exergue la nécessité de connaître la typologie du soubassement et les paramètres de transfert, mais également de choisir

l'outil de modélisation adapté au mode constructif et aux objectifs de la modélisation (discrimination des situations problématiques, évaluation des concentrations d'exposition, dimensionnement des mesures de gestion).

Mots-clés

Air intérieur, sol, transferts, composés organiques volatils, COV, diagnostic, variation temporelle, chauffage, vent, fondations, modélisation.

Abstract

With volatile organic compounds (VOC) in soil, risk assessment is largely dependent on vapor intrusion. In this framework, the FLUXOBAT project aims at improving the reliability of the diagnostic and modeling tools. A critical analysis of tools and practices in the domain based on an extensive study of the transfer mechanisms of tetrachloroethylen was conducted and a guide with technical and methodological recommendations was produced (Traverse et al. 2013). For existing buildings, risk assessment is conducted with indoor air concentration measures for which the temporal variability has to be studied. During the project, measures were conducted in a real building impacted by a tetrachloroethylen coming from soil pollution in the vadose zone. Variations of indoor air concentrations caused by meteorological variations (heating and wind) were significant. Consequently, it is recommended to conduct several measures at different meteorological conditions and to prefer integrative methods. The results highlight the need to know the influence parameters in order to correctly interpret each campaign.

For new construction, a model is generally used to predict indoor air concentration. Different modeling approaches (attenuation factor, analytic 1D models, numerical models) have been used for the site studied. The objective was to highlight the interests and limits of each model. The results are that i) subslab concentrations are within a factor 3 between numerical and analytical models, ii) flux and indoor concentration are highly different (more than 1 order of magnitude). They highlight the need to know the basement mode of construction and transfer parameters but also to choose the modeling tool in connection with the objective (is there a problem or not ?, what will be the human exposure ?, what is the adapted mitigation approach ?).

Keywords

Indoor air, vapor intrusion, soil, volatile organic compounds, VOC, diagnostic, temporal variation, heating, wind, basement, modeling.

1. Introduction

La qualité de l'air que nous respirons constitue une préoccupation majeure, comme en témoignent la réglementation émergente en France pour l'air intérieur et les nombreux travaux sur le sujet.

Parallèlement, la dynamique des lois Grenelle incite les collectivités à limiter l'étalement urbain, conduisant à densifier les constructions et ainsi aménager des parcelles où le passif environnemental a pu pour un temps freiner ce déploiement.

Enfin, inscrit dans le deuxième Plan National Santé Environnement (PNSE2, 2009-2013), le renforcement de la gestion des sites et sols pollués passe par une évaluation des impacts des pollutions des sols sur les usages, qu'ils soient existants ou futurs. En France, la gestion des sites et sols pollués repose sur le principe de gestion suivant l'usage, et se décline par les documents méthodologiques de février 2007 (circulaire du 8 février 2007) et les prestations encadrées par la norme NF X 31-620 (Afnor, 2011).

En présence de Composés Organiques Volatils (COV) dans les sols (hydrocarbures pétroliers, organo-halogénés aliphatiques et aromatiques, organo-solubles, etc.), leur transfert vers l'air et les concentrations induites dans l'air (et plus particulièrement l'air intérieur) constituent une part significative de l'impact du passif environnemental du site. Ainsi, l'évaluation de l'état de pollution du milieu souterrain, des mécanismes de transfert et des impacts dans l'air au travers de diagnostics et de modélisations est la première réponse technique à apporter à ces différentes demandes réglementaires.

Le transfert des pollutions volatiles du sol vers l'air intérieur est une problématique récente, dont la complexité rend le traitement déterministe complet délicat. Comme illustré ci-dessous, les phénomènes de transfert combinent les transferts diffusifs et convectifs gouvernés respectivement par les gradients de concentration (loi de Fick) et les gradients de pression (loi de Darcy).

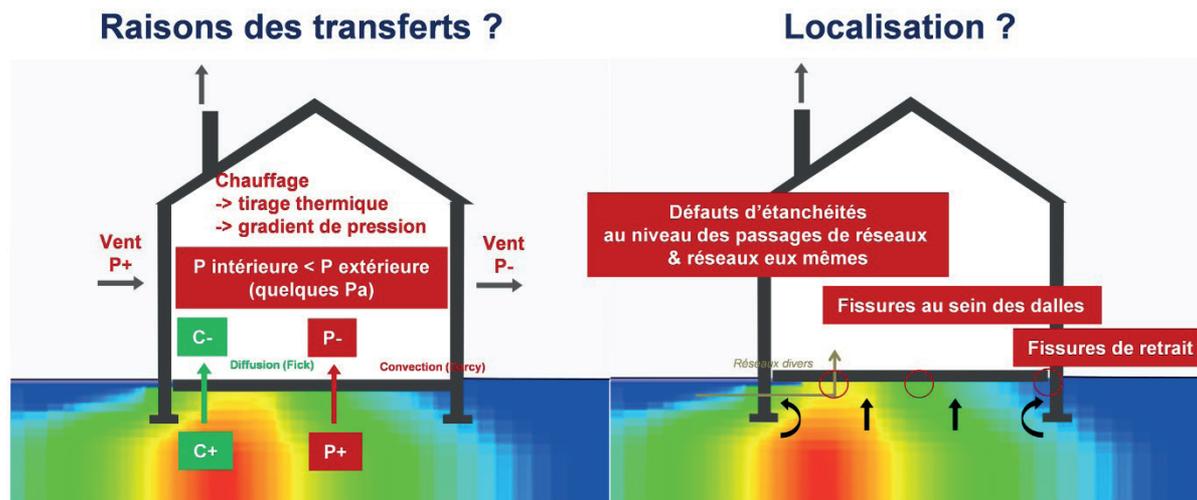


Figure 1.

Transfert de vapeur : où et comment ?

Vapor intrusion : how and where ?

Les travaux réalisés dans le cadre du projet Fluxobat (Traverse *et al.*, 2013) ont eu pour objectifs de préciser les outils pouvant être déployés pour évaluer l'éventuelle contribution de la pollution des sols à la dégradation de la qualité de l'air intérieur et extérieur. Ces outils regroupent les outils métrologiques (de concentrations, de flux ou de paramètres physiques) et les outils de modélisation des transferts et des concentrations résultantes. L'exploitation des travaux réalisés a permis de préciser pour quels objectifs tels ou tels outils doivent être mis en œuvre, ainsi qu'un certain nombre de règles de dimensionnement, de mise en œuvre et d'interprétation. Enfin, concernant la modélisation, les avantages et limites des différents types de modèles ainsi que leur domaine d'application sont présentés.

Le présent article s'articule autour de deux axes en lien avec la question de l'impact des pollutions de sol sur la qualité de l'air intérieur. Il repose sur les travaux à l'échelle du site atelier de Fluxobat, où les activités passées ont conduit à la pollution des sols par un solvant chloré, le tétrachloroéthylène (PCE).

Le premier axe se réfère à la question du diagnostic des concentrations d'exposition dans un bâtiment existant. Dans ce cas, l'évaluation des impacts repose majoritairement sur les mesures de concentrations et leur interprétation.

Si la réglementation impose des durées de prélèvement pour la surveillance des établissements recevant du public (décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012), les pratiques actuelles dans le cadre de la gestion des sites

et sols pollués sont hétérogènes, à la fois sur la durée des prélèvements (pouvant varier d'une heure à plusieurs jours) et la fréquence des campagnes.

Les travaux présentés sur le site atelier présentant une pollution des sols au tétrachloroéthylène (PCE) s'attachent à mettre en évidence l'impact de facteurs d'influence que sont le chauffage, le vent, la pression atmosphérique et la pluie sur les concentrations dans l'air intérieur.

Le second axe est en lien avec la construction de nouveaux bâtiments, dans le cadre de la reconversion de sites présentant un passif environnemental. Dans une telle situation, la modélisation prospective des transferts permet d'orienter les démarches de gestion à déployer.

Dans le cadre de la reconversion de site à passif environnemental, la modélisation des transferts de COV depuis les sols vers l'air intérieur est généralement conduite avec des modèles analytiques 1D. Les travaux présentés permettent, par la comparaison d'outils de modélisation (analytiques et numériques), d'identifier les intérêts et limites des différentes approches.

La figure 2 présente l'approche progressive et proportionnée dans la réalisation des diagnostics de concentrations ou de flux, en mettant en avant la définition préalable de l'objectif recherché.

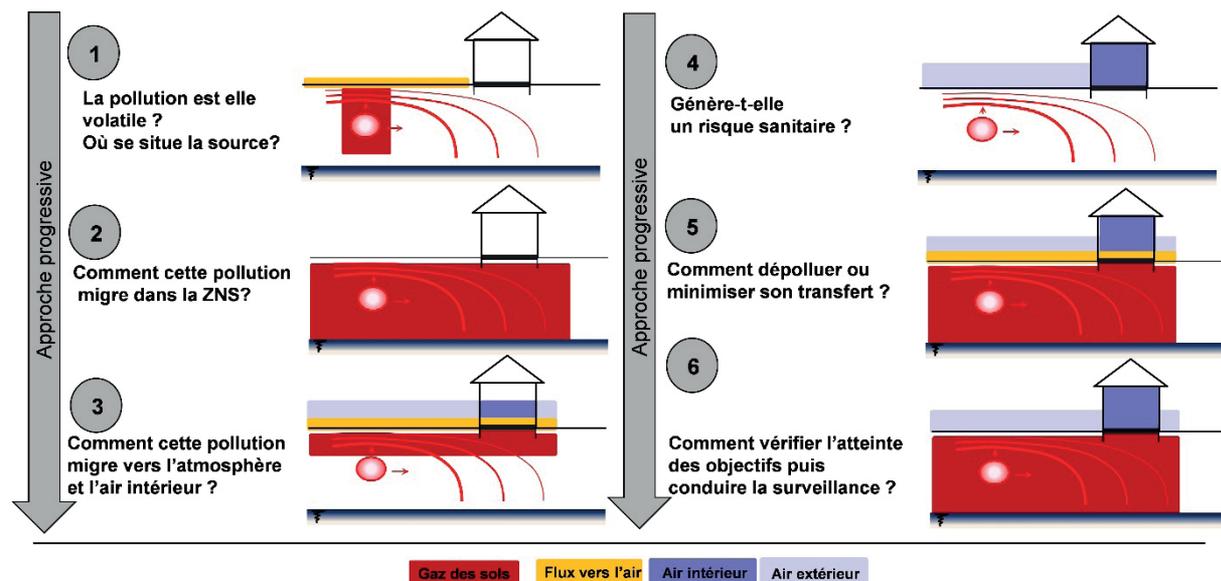


Figure 2. Approches de diagnostics par matrice, en fonction des objectifs fixés.
Different diagnostics, according to their goals.

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation du site atelier

Les travaux ont été réalisés dans un bâtiment de 167 m² ayant été utilisé pour le traitement de surface de métaux jusqu'en 1997 (volume 840 m³) ; il est contigu à l'est à d'autres ateliers désaffectés, à l'ouest à de petits garages individuels, et sur les autres façades à des cours végétalisées d'immeubles de logement.

Le bâtiment est très perméable à l'air (I4 entre 21 et 25 m³/h/m²), équipé d'une extraction mécanique d'air (renouvellement d'air minimal de 1 h⁻¹) et de convecteurs soufflants. La dalle recouvrant le sol, vraisemblablement de type dallage indépendant, est visuellement en mauvais état, sa perméabilité globale a été mesurée *in situ* entre à 5.10⁻¹⁴ et 2.10⁻¹² m².

Les terrains en présence sont caractérisés par des remblais sablo-limoneux surmontant des limons sableux, puis les sables et galets constituant le niveau aquifère. Les épaisseurs respectives des horizons¹ sont en moyenne de 1, 2 et 2 mètres.

¹ Pour les sables et galets, l'épaisseur indiquée concerne l'épaisseur de cet horizon en zone non saturée uniquement.

Au droit d'une partie du bâtiment (moins de 10 % de la surface), du perchloroéthylène est présent sous forme de phase organique dans ces trois horizons, générant un panache gazeux qui s'étend au-delà de l'emprise du site. Les concentrations mesurées pour la campagne de référence ayant fait l'objet de modélisation sont comprises :

- dans les gaz de sol, entre 0,6 et 285 mg/m³ à 30 cm sous la dalle, sur une dizaine de piezairs (moyenne de 101 mg/m³),
- dans l'air intérieur, entre 60 et 560 µg/m³ en 20 points (moyenne de 230 µg/m³).

2.2. Axe 1 : mesures de concentrations dans l'air intérieur

Les mesures de concentrations en PCE dans l'air intérieur de l'atelier ont été réalisées, d'une part, à l'aide de mesures ponctuelles (prélèvements d'une durée de 2 heures sur des supports de type tenax) sur 5 mâts de l'atelier à 10, 50, 150 et 250 cm au-dessus de la dalle lors de deux campagnes (juin 2012 et mars 2012). D'autre part, des mesures en continu (pas de 15 à 30 secondes) ont été réalisées en février et mai 2013. Un détecteur par photoionisation (PID mini RAE) a été placé au centre de l'atelier, à 10

cm au-dessus de la dalle. Les concentrations mesurées sont exprimées en équivalent PCE par l'application des corrections données par le fournisseur. L'une de ces campagnes (4 au 7 février 2013) se caractérise par le chauffage déployé dans l'atelier, et l'autre (4 au 17 mai 2013) par son absence. L'ensemble des données sont décrites dans *Traverse et al.* (2013).

Parallèlement, un modèle numérique nodal de calcul de la ventilation d'un bâtiment, développé par le CSTB (SIREN), a été utilisé pour simuler les variations des paramètres physiques (renouvellement d'air, niveaux de dépression) du bâtiment en fonction des conditions météorologiques sur une année.

2.3. Axe 2 : modélisation prospective des transferts vers l'air intérieur

Trois types de modèles ont été appliqués sur le site atelier :

- des coefficients d'atténuation entre les gaz des sols et l'air intérieur (alpha, US-EPA, 2012). En France, lors de la reconversion de site, le recours à des facteurs d'atténuation n'est pas encore une démarche très répandue. Son intérêt réside dans la discrimination de situation ;
- des solutions analytiques 1D vertical de transfert des COV à travers différents types de soubassement. Les outils largement déployés sont les modèles 1D analytiques : pour les constructions sur terre-plein (mode constructif le plus étendu), le modèle le plus largement employé est celui basé sur les équations de Johnson et Ettinger (1991). Ce modèle fait l'hypothèse d'une dalle étanche, les transferts étant exclusivement associés aux fissures périphériques. Pour des bâtiments avec vide sanitaire ou dalle portée sur cave, d'autres modèles analytiques, basés sur des typologies de construction et des conceptualisations de dalle différentes, sont également utilisés (Waitz, 1996 ; Bakker, 2008) ;
- un couplage entre une modélisation numérique 3D des transferts dans les compartiments Zone Non Saturée (ZNS) et dalle (*Modflow Surfact*) et une modélisation par un mélangeur parfait pour l'air intérieur

(couplage *via* le débit massique transitant à l'interface dalle/air intérieur).

- La structure des modèles et les conditions aux limites retenues sont dépendantes du type de modèle. Leurs fonctionnalités sont décrites dans *Traverse et al.* (2013). Les modélisations ont été conduites en régime permanent d'écoulement. Pour la modélisation numérique, la source de pollution considérée correspond à une concentration moyenne imposée dans les gaz de sol sur l'emprise de la zone présentant du perchloroéthylène sous forme de phase organique. Pour la modélisation analytique et l'application du coefficient d'atténuation, la condition limite correspond à une concentration moyenne sous l'emprise de l'atelier, celle-ci étant différente en fonction des objectifs de l'étude (*cf.* ci-dessous). Les paramètres de transfert retenus sont issus en grande majorité de mesures sur site (perméabilités, porosité et teneur en eau des sols, renouvellement d'air, dépression air intérieur-extérieur) (*Traverse et al.*, 2013). La porosité et la teneur en eau de la dalle sont issues de la littérature. Enfin, les mesures de concentrations, dans les gaz des sols, l'air intérieur et extérieur utilisées sont issues des campagnes réalisées en mars 2012 sur le site atelier (*Traverse et al.*, 2013).

3. Résultats et discussion

3.1. Axe 1 : mesures de concentrations dans l'air intérieur

En l'absence de dépression entre l'air intérieur et les gaz du sol, le moteur du transfert de la pollution vers l'air est la diffusion à travers la dalle. Dans le cas où les fractions massiques des divers COV présents dans le mélange gazeux sont faibles, le vecteur de la densité de flux diffusif \mathbf{J}_{diff} [$\text{MT}^{-1}\text{L}^{-2}$] est généralement décrit par la 1^{ère} loi de Fick :

$$\mathbf{J}_{diff} = -\theta_a \tau D \nabla C_{gds} \equiv -D_{eff} \nabla C_{gds}$$

où θ_a [-], τ [-] et D [L^2T^{-1}] correspondent à la teneur en gaz [-], à la tortuosité du milieu poreux

et au coefficient de diffusion moléculaire binaire

du COV dans l'air libre. ∇ est le vecteur Nabra et D_{eff} [L^2T^{-2}] est le coefficient de diffusion effectif du COV dans le milieu poreux, caractérisant les transferts par diffusion à l'échelle macroscopique.

En présence d'un tirage thermique ou de vent sur les parois, une différence de pression peut être occasionnée, conduisant à un transfert également convectif. En utilisant la formulation usuelle, dite de Darcy généralisée (Muskat, 1937) pour décrire la vitesse de filtration de la phase gazeuse, la composante verticale du flux convectif

$J_{conv,z}$ [$ML^{-2}T^{-1}$] peut être quantifiée par :

$$J_{conv,z} = V_z C_a = - \frac{k k_{ra}}{\mu_a} \left[\frac{\partial p_a}{\partial z} + \rho_a g \right] C_a$$

où V_z [LT^{-1}] correspond à la composante verticale de la vitesse du mélange gazeux, k [L^2], k_{ra} [-], ρ_a [ML^{-3}], μ_a [$ML^{-1}T^{-1}$], p_a [$ML^{-1}T^{-2}$] et C_{gds} [M/L^3] représentent la perméabilité intrinsèque du milieu poreux, la perméabilité relative, la masse volumique, le coefficient de viscosité dynamique, la pression du mélange gazeux au point de mesure et la concentration du COV dans l'air du sol.

La concentration dans l'air intérieur, C_{AI} [ML^{-3}] est calculée comme suit :

$$C_{AI} = (J_{diff} + J_{conv}) \frac{S}{V} RA$$

où S [L^2] et V [L^3] sont respectivement la surface du transfert et le volume de la zone homogène considérée, RA [T^{-1}] est le renouvellement d'air, qu'il soit associé à une ventilation mécanique ou naturelle, J_{diff} et J_{conv} [$ML^{-2}T^{-1}$] les débits massiques de polluant décrits ci-avant.

L'effet du vent et de la pluie est visible sur la figure 1. Lors de cette campagne, les gradients thermiques sont restés faibles (inférieurs à 4 °C), et les conditions de pressions barométriques sont dépressionnaires avant les épisodes pluvieux et relativement stables entre ces événements.

Les variations des concentrations dans l'air intérieur au cours d'une journée peuvent être associées aux épisodes de vent (courbe noire) générant une dépression ou une surpression vis-à-vis de l'air extérieur en fonction de ses directions, et une augmentation du renouvellement d'air. Par ailleurs, les augmentations de concentrations nocturnes peuvent être associées aux conditions stables à neutres mesurées, conduisant à une accumulation de la pollution proche de la surface du sol.

Autour du bâtiment, la pluie, lors de son infiltration, conduit à une surpression des gaz du sol produisant un effet de chasse des polluants vers les zones plus perméables. La pluie modifie par ailleurs la saturation en eau des sols alentour du bâtiment, limitant sa diffusion dans cette direction. Sur le site atelier, compte tenu de la présence de phase organique sous l'atelier, en période de pluie, le débit massique de polluant vers l'air intérieur est théoriquement augmenté. Les épisodes pluvieux (courbe bleu en figure 1) confirment cette incidence : la pluie du 9 mai (17 mm) et celle du 15 mai (28 mm) conduisent à des augmentations de la concentration en PCE, respectivement de 300 à 800 $\mu\text{geqPCE}/\text{m}^3$ et de 300 à 1 300 $\mu\text{geqPCE}/\text{m}^3$.

Ainsi, sur le site atelier, les modifications des conditions météorologiques conduisent à une variabilité temporelle élevée des teneurs dans l'air intérieur. Si la concentration mesurée du 5 au 17 mai est en moyenne de 890 $\mu\text{geqPCE}/\text{m}^3$, les moyennes horaires vont de 1 à 8 000 $\mu\text{geqPCE}/\text{m}^3$, et les moyennes journalières (24h) vont de 300 à 1 900 $\mu\text{geqPCE}/\text{m}^3$.

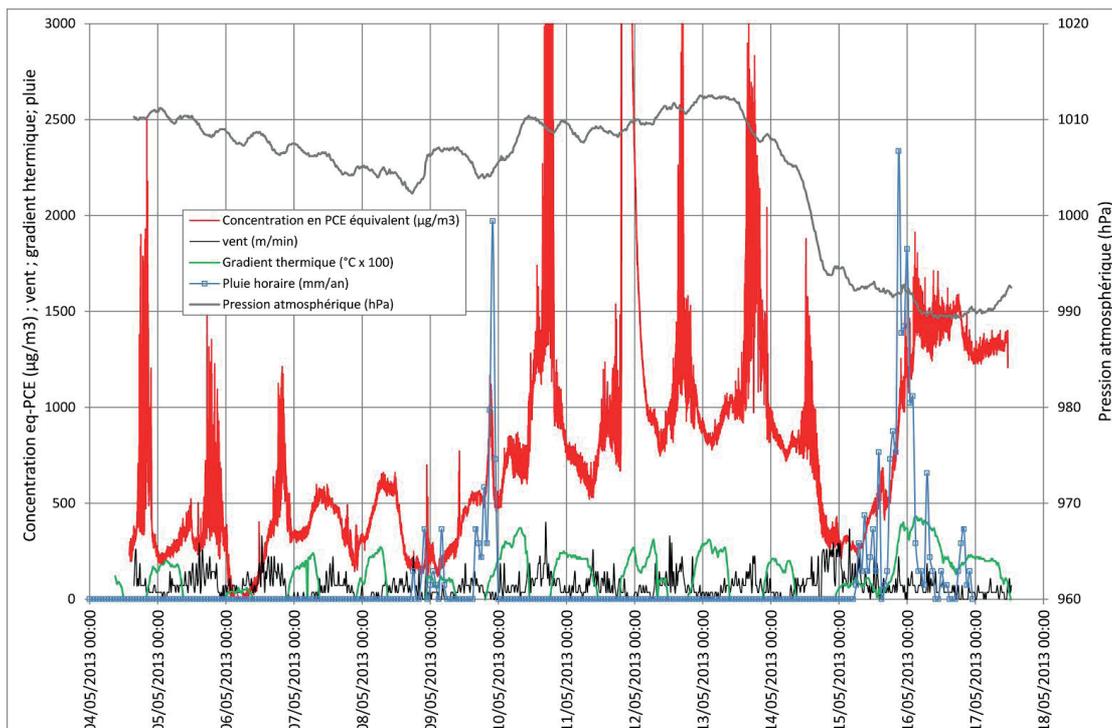


Figure 3.

Effet du vent et de la pluie sur les concentrations en eq-PCE dans l'air intérieur du site atelier Fluxobat.

Wind and rain effects on PCE indoor air concentrations at the industrial site of Fluxobat.

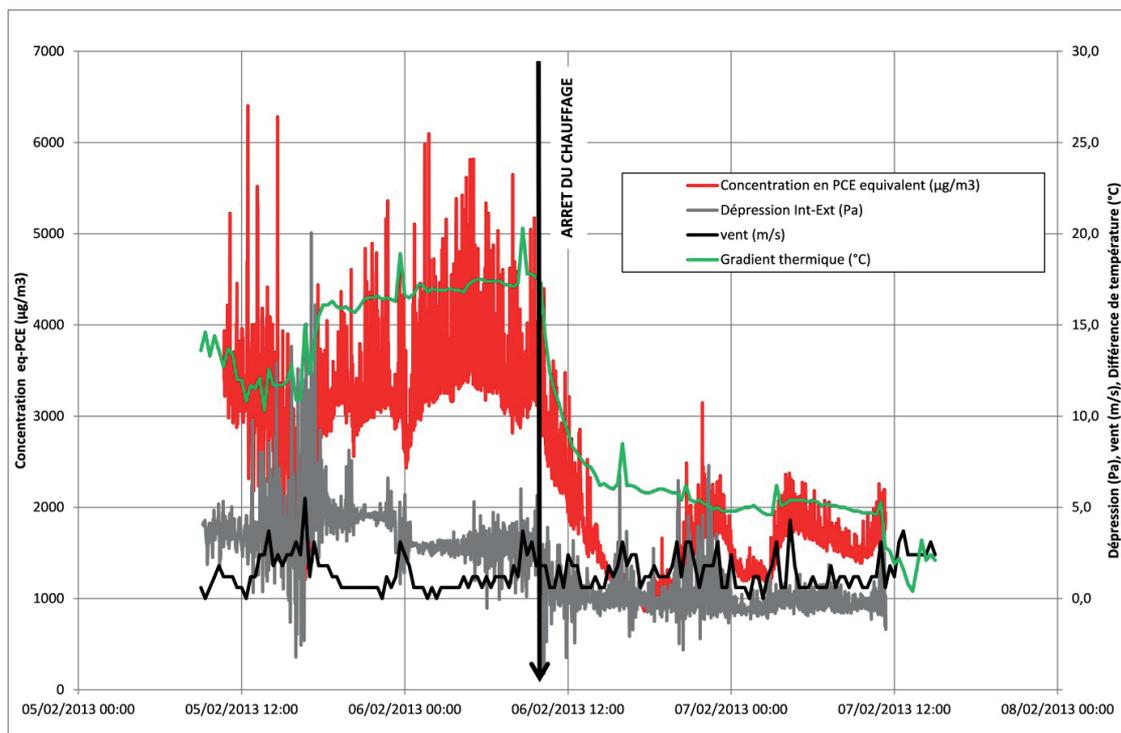


Figure 4.

Effet du chauffage sur la dépression du bâtiment et les concentrations en PCE dans l'air intérieur du site atelier Fluxobat.

Heating effects on the pressure differences and PCE indoor air concentrations at the industrial site of Fluxobat.

Les mesures PID réalisées en février 2012 présentées sur la figure 2 confirment les variations de concentrations liées au vent et à la différence de pression entre l'air intérieur et extérieur ; la variabilité horaire des concentrations y est cependant nettement moindre.

Le chauffage conduisant en moyenne à un gradient thermique de 15 °C et une dépression de 4 Pa génère des concentrations augmentées d'un facteur 2 (les moyennes sont de 1 600 et 3 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Par ailleurs, l'effet de certaines rafales de vent est clairement visible sur les dépressions mesurées.

Les modélisations réalisées (figure 3) montrent les variabilités que l'on peut obtenir sur les paramètres relatifs au bâtiment et ayant un impact sur la concentration en polluant résultante (Traverse *et al.*, 2013 ; Powaga et Perronnet, 2013). La figure 3a montre que le renouvellement d'air peut varier sensiblement en fonction du tirage thermique. La figure 3b montre la variabilité de la dépression au sol du bâtiment tout au long d'une année. Les valeurs importantes de dépression sont dues aux rafales de vent. Ainsi, les calculs réalisés donnent des résultats qualitatifs analogues aux observations expérimentales et permettent de les expliquer.

Les campagnes de mesures des concentrations réalisées en 2012 à l'aide de prélèvements de 2 heures permettent d'apprécier la variabilité spatiale des concentrations (5

emplacements avec des mesures à 10, 50, 150 et 250 cm au-dessus de la dalle). Il a été mis en évidence une variabilité spatiale des concentrations d'un facteur 10 en hiver (60 à 560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) à un facteur 70 (8 à 547 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en période estivale (convecteurs soufflants à l'arrêt). En moyenne sur les 20 points de mesures, les concentrations ont augmenté de 124 à 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un gradient thermique respectivement de 0 en été et 13 °C en hiver, pour une différence de pression entre l'air intérieur et l'air des sols de 0,5 et 3,4 Pa. Les écarts de concentration les plus significatifs (facteur 22) sont mesurés sur le mât central de l'atelier où ont été réalisées les mesures présentées sur les figures 1 et 2.

3.2. Axe 2 : modélisation prospective des transferts vers l'air intérieur

La zone source des modèles analytiques et de l'approche par application d'un coefficient d'atténuation est schématisée par la moyenne des concentrations mesurées dans les remblais sous l'atelier à 30 cm de profondeur.

L'application des facteurs d'atténuation entre les gaz des sols et l'air intérieur de 0,05 et 0,014 (recommandations de MADEP, 2011 ; DTSC, 2011) sur le site atelier conduit à des concentrations dans l'air intérieur respectivement de 1 400 à 5 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Si les résultats sont d'un ordre de grandeur supérieur aux mesures,

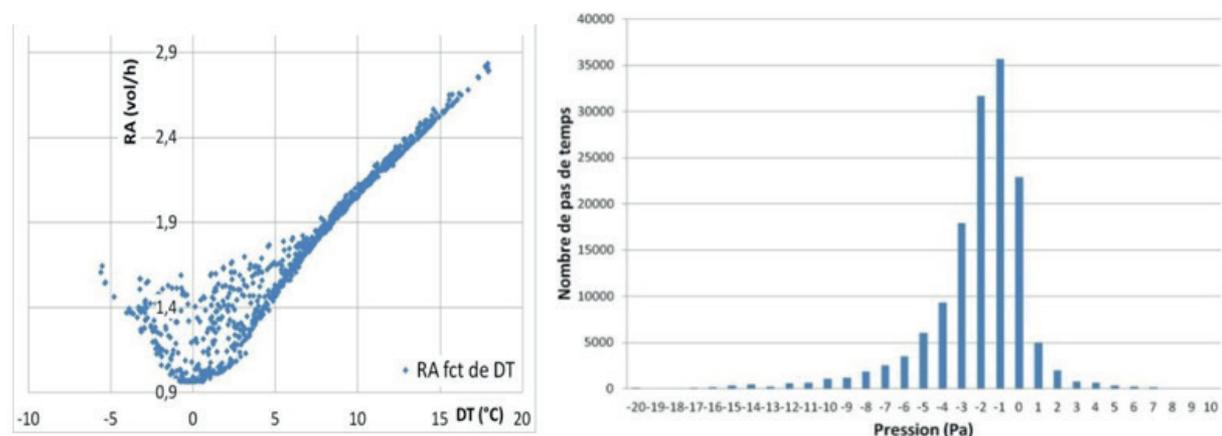


Figure 5.

Résultats numériques, modèle nodal de ventilation du site atelier Fluxobat.

Numerical results of the nodal ventilation model of the Fluxobat industrial site.

à gauche : niveau de renouvellement d'air en fonction du tirage thermique du bâtiment pour des vents faibles.

à droite : histogramme des dépressions au niveau du sol du bâtiment pour un calcul annuel.

	hypothèse 1 Dalle étanche avec fissure périphérique		hypothèse 2 Dalle poreuse ($K = 5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$) sans fissure périphérique	
	Modèle numérique	Modèle analytique Johnson & Ettinger, 1991	Modèle numérique	Modèle analytique Bakker et al. 2008
Cai ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	13	245	179	392
Qsoil (m^3/j)	1,3	204	33	79
Cgaz des sols sous dalle (mg/m^3)	275	101	124	101

Tableau 1.
Concentrations dans l'air intérieur et débits d'air modélisés en hiver pour différentes typologies de dalle.

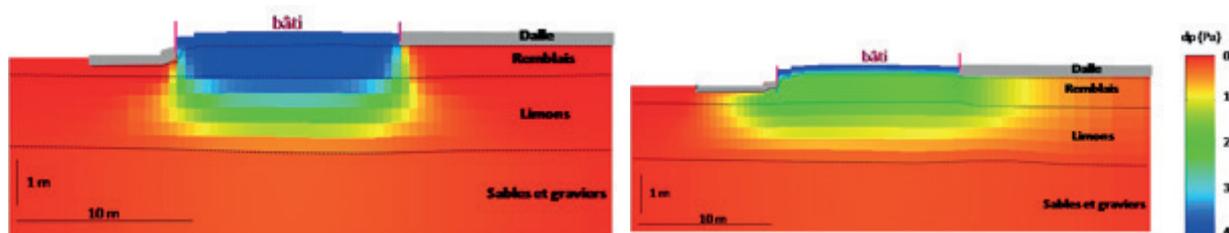
PCE indoor air concentrations and air flux modeled in winter for different slab.

ils permettent par la comparaison avec la valeur guide (VGAI long terme de l'ANSES) du PCE de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'identifier le site comme présentant une problématique significative. Il est à noter que le facteur d'atténuation mesuré sur le site atelier (0.002) est proche de la médiane des mesures réalisées par l'US-EPA (2012).

Les résultats des modèles analytiques et numériques sont présentés en tableau 2 avec différentes schématisations de la dalle. Il est à noter que la restitution des concentrations mesurées est fortement dépendante des paramètres de transferts retenus ; les tests de sensibilité, présentés dans Traverse *et al.* (2013), montrent en effet que pour des perméabilités de

remblais et de dalles dans la gamme du possible pour ce site, les concentrations dans l'air intérieur calculées sont très différentes (de 1 à $10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seules les simulations correspondant aux paramètres retenus sont présentées ci-dessous.

La concentration dans l'air intérieur, modélisée pour une dalle poreuse ($179 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le modèle numérique et $392 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le modèle analytique), est dans la gamme des concentrations mesurées. La modélisation numérique 3D montre que la présence de fissures périphériques modifie sensiblement les concentrations calculées (d'un facteur 12).



Dalle correspondant à un milieu poreux équivalent
 K_{dalle} de $5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$, sans fissures périphériques

Dalle peu perméable avec fissure périphérique
 $K_{dalle} 10^{-16} \text{ m}^2$, avec fissure périphérique ($e=1\text{mm}$)

Figure 6.
Champ de dépression gaz des sols.
Air extérieur pour deux représentations de la dalle (coupe verticale).
Pressure difference between soil and outdoor air for two slab cracks and permeabilities (vertical cross section).

Le champ de pression modélisé en figure 1 (avec Kremblais = $2.10 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ et Klimons = $2.10 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$) conduit à des débits d'air du sol vers l'air intérieur (Q_{soil}) de $33 \text{ m}^3/\text{j}$ pour une dalle perméable (figure de gauche) et de $0,01 \text{ m}^3/\text{j}$ en considérant une dalle peu perméable et des fissures périphériques (figure de droite). Le faible débit d'air pouvant transiter par les fissures périphériques est associé à la présence de revêtements peu perméables autour du bâtiment. La modélisation analytique 1D des transferts uniquement par ces fissures de retrait par Johnson et Ettinger (1991), si elle conduit à une concentration dans l'air intérieur dans la gamme des mesures (tableau 2), n'est pas représentative. En effet, Le modèle analytique 1D considérant des arrivées d'air en périphérie immédiate du bâtiment, conduit à un débit d'air Q_{soil} de $204 \text{ m}^3/\text{j}$ (tableau 2), qui n'est pas cohérent avec les aménagements autour du bâtiment. Ainsi, la schématisation 1D du modèle analytique de Johnson et Ettinger ne peut être appliquée à des situations où les entrées d'air sont limitées en périphérie.

4. Conclusions

4.1. Axe 1 : mesures de concentrations dans l'air intérieur

Les mesures présentées mettent en évidence l'influence du chauffage, du vent et de la pluie sur les concentrations dans l'air intérieur d'un bâtiment présentant sous la dalle des concentrations hétérogènes en tétrachloroéthylène. En moyenne horaire, hors période de chauffage, les concentrations peuvent s'écarter de 1 à 3 ordres de grandeur de la moyenne mesurée sur la période de 15 jours. Par ailleurs, il a été montré que le chauffage a généré une augmentation des concentrations d'un facteur 2 à 3.

Associées à l'hétérogénéité spatiale des concentrations dans le volume constituant l'atelier (facteur 10 à 70), leurs variations temporelles nécessitent la prise en compte de ces paramètres pour dimensionner les campagnes de mesures et interpréter les résultats. Les simulations numériques réalisées confirment l'impact des variations météorologiques sur deux paramètres du bâtiment : le renouvellement d'air et la dépression au sol du bâtiment.

La représentativité des concentrations mesurées étant à prendre en compte pour l'évaluation des expositions des populations, trois recommandations sont proposées à l'issue de ces travaux :

- la réalisation de prélèvements sur des périodes les plus longues possible, avec au moins une campagne réalisée dans les conditions les plus défavorables, à l'instar de ce qui est déjà mis en œuvre pour l'évaluation des expositions au radon (Afnor, 2012). La durée doit cependant être limitée pour prendre en compte d'éventuels facteurs comportementaux et environnementaux contribuant également à dégrader la qualité de l'air intérieur ;
- l'enregistrement lors des prélèvements des conditions pouvant influencer les concentrations mesurées (comme cela est déjà précisé dans les normes en vigueur pour certains paramètres) ;
- l'interprétation des mesures, afin de chercher à apprécier la représentativité des mesures au regard de l'objectif de l'étude.

4.2. Axe 2 : modélisation prospective des transferts vers l'air intérieur

Les travaux présentés montrent que les concentrations mesurées dans l'air intérieur du site atelier induites par une pollution des sols sous-jacents par du tétrachloroéthylène ont pu être restituées par la modélisation numérique 3D et la modélisation analytique 1D. Cependant, il est important de mentionner que la connaissance de la typologie du soubassement et des paramètres de transfert des sols et de la dalle spécifiques au site est nécessaire, afin que les conclusions tirées de la modélisation ne soient pas erronées. Le lecteur se référera utilement au guide méthodologique Fluxobat (Traverse *et al.*, 2013) pour la mesure des paramètres prépondérants.

Vis-à-vis de la typologie du soubassement, il ressort des différences entre les modèles analytiques et numériques en termes de débits d'air entrant dans le bâtiment et de diffusion à travers la dalle. Si dans le cas présent, celles-ci conduisent à des écarts d'un ordre de grandeur entre les concentrations dans l'air intérieur modélisées, il n'en sera pas nécessairement de

même pour des tailles d'aménagements ou des caractéristiques de sol et de dalles différentes.

Les travaux de comparaison entre les différents modèles ont permis de mettre en évidence les intérêts et limites des différentes approches, et d'illustrer les étapes nécessaires à toute modélisation : i) schématisation et choix de l'outil en fonction de l'objectif ; ii) acquisition des paramètres ; iii) calage et étude de sensibilité permettant d'évaluer l'impact des incertitudes sur les concentrations dans l'air intérieur modélisées ; et iv) simulation prospective le cas échéant.

Dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués, le choix de l'outil de modélisation dépend de l'objectif de la modélisation (discrimination des situations problématiques, évaluation des concentrations d'exposition, dimensionnement des mesures de gestion) et des hétérogénéités des transferts dans les sols et la dalle. Si l'application des facteurs d'atténuation est adaptée à la discrimination des situations, la

modélisation des concentrations d'exposition nécessite la mise en œuvre de modèles de transfert, dont la schématisation correspond à celle du bâtiment. Enfin, mentionnons que la modélisation numérique 3D des transferts permet, à la différence des modèles analytiques 1D, la modélisation de la géométrie des panaches gazeux et ainsi l'évaluation des transferts vers l'air intérieur pour des aménagements distants des sources de pollutions étudiées. Comme pour toute modélisation, la mise en œuvre de modèles numériques nécessite l'acquisition de données permettant sa construction et son calage.

Coordonné par BURGEAP et cofinancé par l'ANR, le projet de recherche Fluxobat (www.fluxobat.fr) associe des laboratoires de recherche (IMFT, LHYGES), des EPIC (CSTB, INERIS), des entreprises (TERA environnement, BURGEAP) et une collectivité territoriale (Communauté urbaine du Grand Lyon). Le projet d'une durée de 4 ans (2009-2013) s'est achevé par la parution d'un guide méthodologique.

Références

- AFNOR. (2011). 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.
- AFNOR. (2012). NF ISO 11665-1. Mesurage de la radioactivité dans l'environnement. Air : radon 222, partie 1 : origine du radon et de ses descendants à vie courte, et méthodes de mesure associées, octobre.
- Bakker J, Lijzen JP, van Wijnen HJ. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. *RIVM*, report no. 711701049, 140 p.
- Circulaire du 8 février 2007. Installations classées. Prévention de la pollution des sols – Gestion des sols pollués. Guide relatif aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. 18 p.
- 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° 0005 du 6 janvier 2012.
- DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). California Environmental Protection Agency. Final VIG, October.
- Johnson PC, Ettinger RA. (1991). Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology*, n° 25, p. 1445-1452.
- MADEP. (2011). Interim final vapor intrusion guidance. WSC-11435. 102 p.
- Powaga E, Perronet K. (2013). Évaluation de l'influence de la métrologie et du tirage thermique sur les conditions d'ambiance du site atelier : mesures et interprétation des concentrations dans l'air intérieur. Journées techniques « Gestion des sites et sols pollués », Séance : Les substances volatiles : caractérisation, modélisation des transferts, surveillance. Retour d'expérience des projets Citychlor, Fluxobat et Attena, 29 mai, Paris. Communication orale.
- Traverse S, Schäfer G, Chastanet J *et al.* (2013). Projet Fluxobat. Évaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Guide méthodologique, novembre, 257 p. (www.fluxobat.fr) et ses annexes.
- US EPA (2012). EPA's Vapor Intrusion Database. Evaluation and Characterisation of attenuation factors for chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. EPA 530-R-10-002.
- Waitz MF, 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.