



Optimisation de la gestion de l'impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur

Juan Sebastian Rios Mora

► To cite this version:

Juan Sebastian Rios Mora. Optimisation de la gestion de l'impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur. Mécanique des fluides [physics.class-ph]. Université de La Rochelle, 2021. Français. NNT : 2021LAROS035 . tel-03726454

HAL Id: tel-03726454

<https://theses.hal.science/tel-03726454>

Submitted on 18 Jul 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



LA ROCHELLE UNIVERSITÉ

École Doctorale Euclide
Laboratoire Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE)
Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB)

THÈSE

Présentée et soutenue le 03 décembre 2021 par :

Juan Sebastian RIOS MORA

Ingénieur en Mécanique des Fluides

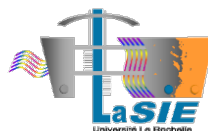
pour l'obtention du grade de docteur de La Rochelle Université
Spécialité : Mécanique des Fluides

OPTIMISATION DE LA GESTION DE L'IMPACT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL SUR LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR

Directeur de thèse : Karim LIMAM
Co-encadrants : Marc ABADIE, Bernard COLLIGNAN, Thierno DIALLO

JURY

Stéphane GINESTET	Professeur, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France	Rapporteur
Gerhard SCHÄFER	Professeur, Université de Strasbourg, France	Rapporteur
Walter BOSSCHAERTS	Professeur, École Royale Militaire de Bruxelles, Belgique	Examineur
Marc ABADIE	Docteur, Maitre de conférences, La Rochelle Université, France	Examineur
Karim LIMAM	Docteur, Maitre de conférences, La Rochelle Université, France	Examineur
Anne-Lise TIFFONNET	Docteur, Maitre de conférences, Université de Caen, France	Examineur
Bernard COLLIGNAN	Docteur, Ingénieur de Recherche, CSTB, Grenoble, France	Invité
Franck MAROT	Docteur, Ingénieur de Recherche, ADEME, Angers, France	Invité
Sylvie TRAVERSE	Ingénieur de Recherche, BURGEAP, Lyon, France	Invité



À ma famille

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans la direction Santé-Confort du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) à Grenoble, en collaboration avec le Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE) de La Rochelle Université.

Ces travaux de thèses n'auraient pas pu être réalisés sans l'aide ni le soutien des personnes citées ci-dessous, auxquelles je voudrais rendre mérite, avec un enthousiasme vif et sincère.

Je tiens en premier lieu, à remercier les membres du jury, qui ont accepté d'apprécier ces travaux de thèse, Stéphane Ginestet, professeur à l'Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Gerhard Schäfer, professeur à l'Université de Strasbourg, Walter Bosschaerts, professeur à l'École Royale Militaire de Bruxelles, Anne-Lise Tiffonnet, maître de conférences à l'Université de Caen, Franck Marot, Docteur, ingénieur de recherche ADEME à Angers et Sylvie Traverse, ingénieure de recherche à Ginger-Burgeap à Lyon.

Je remercie également François Maupetit qui m'a accueilli au sein de l'ancien division Physico-chimie - Sources et Transferts de polluant. La restructuration des équipes ne l'a jamais empêché de continuer à m'encourager.

Je voudrais remercier particulièrement Bernard Collignan d'avoir encadré cette thèse. Je tiens à lui exprimer ma plus sincère gratitude pour son soutien, ses conseils et les précieuses discussions que nous avons menées durant l'élaboration de ce travail. Qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance.

Un grand merci aussi à Thierno Diallo pour le co-encadrement de cette thèse. Il m'a fait profiter de son expertise riche et a partagé sa passion pour la recherche et l'écriture. Il a été toujours à l'écoute pour m'assister, m'orienter, et m'apporter sa réflexion sur ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à Karim Liman et Marc Abadie de La Rochelle Université pour leur encadrement, parce que malgré la distance, ils ont toujours su surmonter cette difficulté pour se rendre disponibles, m'accompagner et guider depuis le début.

J'ai une pensée très spéciale pour les doctorants avec qui j'ai partagé ces trois années parsemées parfois de doutes, de stress, mais aussi de joie et de réussites. Un chaleureux merci à Tamara Braish, Léa Ducup, Denise Almeida, Aline Brachet, Rafaela Tirado et Gabriel Rossignol pour leur collaboration multiple, soutien, écoute, gentillesse et bonne humeur. Je n'oublierais jamais tous les moments magiques. Ils seront gravés à jamais dans ma mémoire.

Tous mes remerciements vont également à l'équipe POLEM, Anais Madaule, Coline Dumolard, Alice Delagoutte, Anaëlle Mollaret et Priscilla Thiry. Elles auront toujours une place spéciale dans mon cœur, ainsi comme je l'avais dans leur bureau. Cela serait pour moi, la meilleure façon de leur montrer à quel point elles ont été magnifiques.

Une dédicace spéciale est-elle méritée à mes chers amis Alberto Valencia, Santiago Vallejo, Oscar Rojas et Ramon Gomez, qui m'ont accompagné inconditionnellement tout le long de cette aventure. Merci pour leur amitié.

Je souhaite remercier également aux personnes du CSTB Grenoble avec qui j'ai eu l'occasion de partager durant cette thèse. Nicolas Place, Kevin Rudd, Guillaume Rocher, Lucas Gounon, Théo Mariotte, Romain Schmitt, Huian Liu, Stéphane Delaby, ... je n'aurais jamais imaginé une ambiance pareille et c'est aussi grâce à eux.

Finalement, merci à ma merveilleuse famille, ma maman, mon père et mes frères qui m'ont fortement encouragé et soutenu. Ils étaient pour moi, ma plus grande source d'inspiration. Mes mots ne seraient jamais à la hauteur de l'amour et l'affection qu'ils me donnent chaque jour. *Mil y mil gracias !*

Ainsi, à toutes les personnes qui ont contribué à la réussite de cette thèse, direct et indirectement, durant laquelle j'ai tellement appris et dont je ressors riche d'une expérience inoubliable, je ne saurai jamais les remercier assez. À tous, encore MERCI !

RÉSUMÉ EN FRANÇAIS

Les sites pollués (sol ou eaux souterraines) représentent un potentiel de risque pour la santé humaine et l'environnement. Il existe des outils d'aide à la gestion, en complément des mesures in-situ, qui permettent d'estimer rapidement et à moindre coût les risques sanitaires associés à l'exposition des polluants gazeux du sol dans les espaces intérieurs afin d'établir des mesures de prévention et/ou correction. Cependant, et malgré leur intérêt, il a été montré dans la littérature qu'il existe des différences importantes entre les concentrations intérieures mesurées et les estimations des outils existants. Ces incertitudes reposent principalement sur trois aspects : une mauvaise caractérisation du site, une modélisation incomplète des voies et mécanismes de transfert, ou bien du fait de négliger l'influence de certains paramètres sur le transfert.

Par exemple, le fait de négliger la latéralité de la source reste une explication plausible des limites des modèles classiques de transfert. Les auteurs conviennent que la migration latérale joue un rôle important sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant, contrairement aux scénarios de source homogène ou continue, où les vapeurs migrent uniquement de manière verticale vers le bâtiment. Ainsi, lorsque la source est latéralement décalée vis-à-vis du bâtiment, les vapeurs vont migrer préférentiellement vers l'atmosphère et moins vers le bâtiment générant une atténuation plus importante de la concentration intérieure.

Dans ce contexte, l'objectif principal de ces travaux de thèse est la contribution à l'amélioration des outils d'aide à la gestion afin d'élargir leur plage d'application. Pour ce faire, des nouveaux modèles ont été développés permettant de tenir compte de la latéralité de la source dans l'estimation de la concentration intérieure en polluant. Le développement de ces modèles est réalisé à partir de l'expérimentation numérique et l'analyse adimensionnelle sur la base des outils existants (modèles semi-empiriques construits en considérant une source continue). La combinaison de ces deux approches permet d'une part, de garder la capacité des modèles source continue de tenir compte des propriétés physiques du sol (perméabilité, coefficient de diffusion, ...) et des caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, dépression, volume, ...), et d'une autre part, de mieux préciser la position de la source dans le sol en considérant l'influence de sa latéralité dans les estimations. Ces nouveaux modèles ont été issus d'une analyse comparative permettant de vérifier la cohérence et la précision des estimations vis-à-vis d'un modèle numérique (CFD), de données expérimentales et de modèles existants dans la littérature.

Finalement, ces expressions ont été intégrées dans un code de ventilation (MATHIS-QAI) permettant de mieux préciser les caractéristiques des environnements intérieurs (système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, volume du bâtiment, ...) et de réaliser des estimations des niveaux de concentration en fonction des variations temporelles (vitesse du vent, température extérieure, ...) au cours du temps. À partir d'une étude paramétrique il a été montré que malgré l'impact non-négligeable des caractéristiques du bâtiment, l'influence de la latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant reste prédominante (atténuation de plusieurs ordres de grandeur quand la source est décalée latéralement du bâtiment en comparaison à une source continue). Cependant, préciser les caractéristiques du bâtiment (soubassement, système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, ...), ainsi que les conditions météorologiques uniques de chaque projet de construction, permet d'augmenter la précision des estimations en évitant la mise en œuvre de solutions extrêmes ou bien encore, de mesures inadaptées.

Mots clés : polluants gazeux du sol, composés organiques volatils, risques sanitaires, transfert de polluants, modélisation, qualité de l'air intérieur, source latéral, séparation latéral source/bâtiment.

RÉSUMÉ EN ANGLAIS

Polluted sites and most precisely vapor intrusion represents a potential risk for human health and its environment. Various screening-level and analytical models have been proposed in order to evaluate vapor intrusion and provide assessment tools for exposure risk. However, some in situ investigations show significant differences between predicted and measured indoor concentrations leading eventually to misleading conclusions and inappropriate solution implementations. These uncertainties are mainly associated with a poor characterization of the site, an incomplete modeling of transfer pathways and mechanisms, or by neglecting certain influencing parameters on this transfer.

For example, ignoring the lateral source/building separation may serve as possible explanation of the uncertainties presented by the conventional models based on a homogeneous source distribution assumption. The authors agree that lateral migration plays an important role in the attenuation of the indoor concentration. In homogeneous or continuous source scenarios vapors may migrate mainly vertically towards the building. However, lateral source may promote lateral migration to the atmosphere and less into the building generating a greater attenuation of the indoor concentration.

In this context, the main objective of this thesis work is to contribute to the improvement of the assessment and management risk tools in order to improve the accuracy of their estimations and increase their range of application. To do this, new vapor intrusion models are developed considering the lateral source/building separation. These models are built on a numerical experimentation and dimensionless analysis based on existing models (semi-empirical models considering a homogeneous source distribution). The combination of these two approaches allows, on the one hand, to maintain the aptitude of the existing models to consider the physical properties of the soil (permeability, diffusion coefficient, ...) and the characteristics of the building (type of construction, building depression, volume, ...), and on the other hand, to better precise the position of the source in the soil taking into account the influence of the lateral source/building separation in the estimations. From a comparative analysis, the accuracy of these new expressions is verified comparing to the proposed numerical model (CFD), experimental data and existing models in the literature.

Finally, the proposed expressions were coupled with a ventilation code (MATHIS-QAI) allowing to better specify indoor characteristics (ventilation system, air permeability of the envelope, volume of the building, ...) and estimate indoor air concentration levels as a function of environmental variations (wind speed, outside temperature, ...) over time. From a parametric study it was shown that despite the significant impact of the characteristics of the building, the influence of the lateral source/building separation remains predominant on the attenuation of the indoor concentration (attenuation of several orders of magnitude when the source is laterally offset of the building compared to a homogeneous source). However, specifying the characteristics of the building (construction type, ventilation system, air permeability, ...) and weather conditions may increase the accuracy of the estimation avoiding the implementation of extreme solutions or insufficient actions.

Keywords: vapor intrusion, gaseous soil pollutants, volatile organic compounds, health risks, modeling, indoor air quality, lateral source, lateral building separation.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	5
RÉSUMÉ EN FRANÇAIS	7
RÉSUMÉ EN ANGLAIS.....	8
NOMENCLATURE.....	17
SYMBOLES GRECS	19
INDICES.....	19
INTRODUCTION GÉNÉRALE	21
CHAPITRE 1. ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE	23
1.1 ENJEUX DES SITES ET SOLS POLLUÉS	23
1.1.1 TYPES DE POLLUTION GAZEUSE DU SOL	25
1.1.2 RISQUES SANITAIRES D'EXPOSITION.....	26
1.2 TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL VERS LE BÂTIMENT	27
1.2.1 SCENARIOS DE POLLUTION	28
1.2.2 MÉCANISMES DE TRANSFERT DES COV	29
1.2.2.1 TRANSFERT EN ZONE NON-SATURÉE.....	30
1.2.2.2 TRANSFERT A TRAVERS LES FONDATIONS	32
1.2.3 PARAMÈTRES D'INFLUENCE SUR LE TRANSFERT DE POLLUANTS DU SOL.....	32
1.2.3.1 CARACTÉRISTIQUES DE LA SOURCE DE POLLUTION.....	33
1.2.3.2 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL.....	34
1.2.3.3 CARACTÉRISTIQUES DU BÂTIMENT	36
1.3 OUTILS ET MÉTHODOLOGIES DE CARACTÉRISATION ET D'ÉVALUATION	38
1.3.1 MÉTHODES IN-SITU	40
1.3.2 OUTILS DE MODÉLISATION.....	43
1.3.2.1 SOURCE HOMOGENÈNE OU CONTINUE.....	43
1.3.2.2 SOURCE LATÉRALE	52
1.3.3 PRISE EN COMPTE DE L'ENVIRONNEMENT BÂTIMENT	61
1.3.3.1 MÉTHODES DE MODÉLISATION	62
1.3.3.2 COUPLAGE MODÈLES DE TRANSFERT – CODES DE VENTILATION	63
1.4 BESOIN D'AMÉLIORATION DES MODÈLES EXISTANTS.....	67
CHAPITRE 2. TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL VERS LES BÂTIMENTS : PRISE EN COMPTE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE	69
2.1 ÉTUDE NUMÉRIQUE	69
2.1.1 DESCRIPTION DU MODÈLE NUMÉRIQUE	69
2.1.1.1 DOMAINE D'ÉTUDE ET CONDITIONS AUX LIMITES	70
2.1.1.2 VALIDATION DU MODÈLE NUMÉRIQUE PROPOSE	73
2.1.2 ÉTUDE DE SENSIBILITÉ NUMÉRIQUE	78
2.1.2.1 MODÉLISATION DE LA SOURCE	80

2.1.2.2	POSITION DE LA SOURCE	81
2.1.2.3	PERMÉABILITÉ A L'AIR DU SOL	84
2.1.2.4	DÉPRESSION DU BÂTIMENT	84
2.1.2.5	TPOLOGIE DU BÂTIMENT	85
2.1.2.6	ANALYSE DES RÉSULTATS	86
2.2	DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES SEMI-EMPIRIQUES	87
2.2.1	MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE	87
2.2.1.1	MODÈLES SEMI-EMPIRIQUES POUR UNE SOURCE CONTINUE	88
2.2.1.2	ÉTUDE NUMÉRIQUE DE LA CONCENTRATION INTÉRIEURE	88
2.2.1.3	DÉFINITION DE LA CORRÉLATION EMPIRIQUE	88
2.2.1.4	ANALYSE ADIMENSIONNELLE	89
2.2.1.5	ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTÉRIEURE	90
2.2.2	APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE	91
2.2.2.1	TPOLOGIE SOL NU	91
2.2.2.2	TPOLOGIE DALLE PORTÉE	94
2.2.2.3	TPOLOGIE DALLAGE INDÉPENDANT	94
2.3	APPLICATION DES NOUVEAUX MODÈLES DE TRANSFERT	95
2.3.1	ANALYSE DES EXPRESSIONS PROPOSÉES	95
2.3.1.1	BÂTIMENT SUR SOL NU	95
2.3.1.2	BÂTIMENT SUR DALLE PORTÉE	97
2.3.1.3	BÂTIMENT SUR DALLAGE INDÉPENDANT	99
2.3.1.4	ANALYSE DES RÉSULTATS	101
2.3.2	PLAGE D'APPLICATION DES MODÈLES	101
2.3.2.1	BÂTIMENT SUR SOL NU	102
2.3.2.2	BÂTIMENT SUR DALLE PORTÉE	104
2.3.2.3	BÂTIMENT SUR DALLAGE INDÉPENDANT	108
2.3.2.4	ANALYSE DES RÉSULTATS	111
2.3.3	VALIDATION PAR RAPPORT AUX TRAVAUX EXISTANTS	112
2.3.3.1	TRAVAUX EXPÉRIMENTAUX (MARZOUGH, 2013)	113
2.3.3.2	MODÈLES CLASSIQUES	113
2.3.3.3	MODÈLES TENANT COMPTE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE	115
2.4	CONCLUSION	116
CHAPITRE 3. ÉTUDE PARAMÉTRIQUE MATHIS-QAI - ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEURE		118
3.1	MODÉLISATION DES ENVIRONNEMENTS INTÉRIEURS	118
3.1.1	MODÈLE AÉRAULIQUE MATHIS-QAI	118
3.1.1.1	PRINCIPE DE LA MODÉLISATION	119
3.1.1.2	CONSERVATION DE LA MASSE ET DE L'ÉNERGIE INTERNE	119

3.1.1.3	CONSERVATION DE L'ÉNERGIE MÉCANIQUE.....	120
3.1.2	CARACTÉRISTIQUES DE LA SIMULATION.....	121
3.1.2.1	BRANCHE DE TYPE IMPOSE	121
3.1.2.2	BRANCHE PASSIVES A LOI DÉBIT/PRESSION	121
3.1.2.3	PRISE EN COMPTE DES EFFETS DU VENT	121
3.2	INTÉGRATION DE NOUVEAUX MODELES DE TRANSFERT DANS MATHIS-QAI.....	123
3.2.1	INTÉGRATION DIRECTE	123
3.2.2	INTÉGRATION INDIRECTE	124
3.3	ÉVALUATION DES NIVEAUX DE CONCENTRATION INTÉRIEURE.....	126
3.3.1	MODÉLISATION MAISON EXPÉRIMENTALE MARIA	126
3.3.2	VÉRIFICATION DE L'INTÉGRATION DES MODÈLES DÉVELOPPÉS	129
3.3.2.1	AÉRAULIQUE DU BÂTIMENT EN PRÉSENCE D'UN VIDE SANITAIRE	130
3.3.2.2	CONCENTRATION INTÉRIEURE EN POLLUANT	130
3.3.3	ÉTUDE PARAMÉTRIQUE.....	132
3.3.3.1	CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES	134
3.3.3.2	TYPOLOGIE DE SOUBASSEMENT	137
3.3.3.3	SYSTÈME DE VENTILATION	138
3.3.3.4	PERMÉABILITÉ A L'AIR DE L'ENVELOPPE	139
3.3.3.5	LATÉRALITÉ DE LA SOURCE.....	140
3.3.4	SYNTHÈSE DES RÉSULTATS.....	144
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	148
	PERSPECTIVES	152
	RÉFÉRENCES	154
	ANNEXES.....	163
	A. APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE - DALLE PORTÉE ET DALLAGE INDÉPENDANT	163
	TYPOLOGIE DALLE PORTÉE	163
	TYPOLOGIE DALLAGE INDÉPENDANT	165

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Carte des Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) en France [3].	23
Figure 1.2. Schéma conceptuel de la pollution des sols.	25
Figure 1.3. Entrée des polluants gazeux dans les voies respiratoires et les poumons.	27
Figure 1.4. Différents scénarios de pollution en fonction de la typologie de la source.	28
Figure 1.5. Schéma conceptuel de l'entrée des polluants gazeux du sol dans un bâtiment – Voies et mécanismes de transfert.	30
Figure 1.6. Profil de concentration en polluant pour une source positionnée à 3 m de profondeur (a) et 8 m de profondeur (b) [11].	33
Figure 1.7. Profil de concentration en polluant pour une source positionnée à 3m sous le bâtiment (a) et décalée de 35m (b) [11].	34
Figure 1.8. Valeurs de la perméabilité à l'air selon les caractéristiques du sol [63].	34
Figure 1.9. Profil d'humidité (a) et de concentration intérieure (b) en fonction de la profondeur dans le sol [76].	36
Figure 1.10. Schéma illustratif des différentes configurations de soubassement du bâtiment.	37
Figure 1.11. Évolution du gradient de pression (a) et du débit d'air en fonction du temps (b) [86].	38
Figure 1.12. Éléments de caractérisation d'un scénario de pollution pour la construction d'un schéma conceptuel.	39
Figure 1.13. Grille d'échantillonnage à maille triangulaire [97].	41
Figure 1.14. Schéma conceptuel du modèle de Johnson et Ettinger [33].	44
Figure 1.15. Modèle conceptuel pour une typologie de soubassement vide sanitaire [81].	46
Figure 1.16. Modèle conceptuel du scénario d'étude [59].	53
Figure 1.17. Modèle conceptuel du scénario d'étude [60].	55
Figure 1.18. Transformation spatiale d'un scénario de pollution avec une source décalée latéralement du bâtiment. (a) modèle initial ; (b) modèle transformé [60].	56
Figure 1.19. Modèle conceptuel du scénario étudié [107].	58
Figure 1.20. Évolution temporelle de la concentration intérieure de radon pour trois typologies de soubassement dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire ($k_{sol} = 10 - 10 \text{ m}^2$ et $k_{dalle} = 10 - 12 \text{ m}^2$) [122].	64
Figure 1.21. Évolution temporelle de la concentration intérieure pour différentes typologies de soubassement [42].	65
Figure 1.22. Combinaison d'un modèle de transfert CFD avec un modèle de ventilation multizone pour l'analyse de l'évolution des niveaux de concentration intérieure en polluant [121].	66
Figure 1.23. Évolution temporelle de la concentration intérieure adimensionnelle au premier étage (cff/cs) en fonction du taux de renouvellement d'air du bâtiment (AER) pour différentes conditions météorologiques (1-12) [124].	67
Figure 2.1. Schéma conceptuel de la modélisation numérique.	70
Figure 2.2. Schéma conceptuel de la modélisation numérique – Vue transversale et horizontale.	71
Figure 2.3. Section transversale domaine numérique – Maillage.	72
Figure 2.4. Schéma conceptuel du site expérimental SCERES.	73
Figure 2.5. Chambre expérimentale installée sur le bassin SCERES [138].	74
Figure 2.6. Schéma conceptuel du site expérimentale SCERES – Source latérale.	75
Figure 2.7. Schéma conceptuel du site expérimentale SCERES – Source continue.	75
Figure 2.8. Lignes de courant – Modélisation numérique.	75
Figure 2.9. Évolution du débit d'air entrant dans la chambre expérimentale en fonction de la dépression générée.	76
Figure 2.10. Profils de concentration – Modélisation numérique.	77
Figure 2.11. Évolution du flux de polluant en fonction de la dépression de la chambre expérimentale.	77
Figure 2.12. Profil de concentration ($H = 8 \text{ m}$; $L = 30 \text{ m}$) – Modélisation de la source.	80
Figure 2.13. Variation de la concentration intérieure en fonction de la profondeur de la source – Modélisation de la source.	81
Figure 2.14. Profil de concentration ($H = 8 \text{ m}$) – Position de la source.	82

Figure 2.15. Variation de la concentration adimensionnelle intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes valeurs de la profondeur de la source.....	83
Figure 2.16. Évolution de concentration intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes valeurs de perméabilité du sol ($H = 8$ m).....	84
Figure 2.17. Profil de concentration ($H = 8$ m ; $L = 30$ m) – Dépression du bâtiment.....	85
Figure 2.18. Évolution de concentration intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes typologies de soubassement ($H = 8$ m).....	86
Figure 2.19. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur sol nu ($ksol\ 10E - 11\ m^2$).....	92
Figure 2.20. Évolution des coefficients a, b et c pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol.....	93
Figure 2.21. Résultats de l'étude paramétrique – Sol nu.....	96
Figure 2.22. Résultats de l'étude paramétrique – Dalle portée.....	98
Figure 2.23. Résultats de l'étude paramétrique – Dallage indépendant.....	100
Figure 2.24. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.....	103
Figure 2.25. Résultats de la variation du coefficient de diffusion.....	104
Figure 2.26. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.....	106
Figure 2.27. Résultats de la variation de la perméabilité de la dalle.....	107
Figure 2.28. Résultats de la variation du coefficient de diffusion.....	108
Figure 2.29. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.....	109
Figure 2.30. Résultats de la variation de la perméabilité de la dalle.....	110
Figure 2.31. Résultats de la variation du coefficient de diffusion du sol.....	111
Figure 2.32. Schéma conceptuel de modélisation du transfert – Modèles de transfert.....	112
Figure 2.33. Variation de la concentration intérieure en fonction de la dépression générée dans le caisson expérimental.....	113
Figure 2.34. Comparaison aux modèles classiques (Dallage indépendant).....	114
Figure 2.35. Comparaison aux modèles prenant en compte la latéralité de la source (Dallage indépendant).....	115
Figure 3.1. Illustration de la modélisation nodale.....	119
Figure 3.2. Distribution de la pression autour d'un bâtiment [148].....	122
Figure 3.3. Schéma conceptuel couplage entre les modèles de transfert et le code de ventilation.....	124
Figure 3.4. Schéma conceptuel du transfert de polluants gazeux du sol vers le vide sanitaire.....	125
Figure 3.5. Schéma conceptuel du transfert de polluants du vide sanitaire vers l'intérieur du bâtiment.....	125
Figure 3.6. Maison Automatisée pour des Recherches Innovantes sur l'Air Intérieur (MARIA).....	126
Figure 3.7. Configuration des niveaux maison MARIA [41].....	127
Figure 3.8. Schéma conceptuel des composants de ventilation dans un modèle monozone (dalle portée et dallage indépendant).....	128
Figure 3.9. Schéma représentatif des composants de ventilation dans un modèle bizone (vide sanitaire).....	129
Figure 3.10. Évolution des conditions météorologiques en fonction du temps – Période du 01 octobre au 20 Mai (Trappes, 2012).....	132
Figure 3.11. Influence des conditions météorologiques – Ventilation naturelle.....	135
Figure 3.12. Influence de les conditions météorologiques – Simple flux par extraction.....	136
Figure 3.13. Influence de les conditions météorologiques – Double flux par extraction.....	137
Figure 3.14. Étude paramétrique – Influence de la typologie de soubassement ($H = 4$ m).....	138
Figure 3.15. Étude paramétrique – Influence du système de ventilation ($H = 4$ m).....	139
Figure 3.16. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité de l'enveloppe ($H = 4$ m).....	140
Figure 3.17. Influence de la latéralité de la source – Système de ventilation.....	142
Figure 3.18. Étude paramétrique – Influence de la latéralité de la source pour différente perméabilité à l'air de l'enveloppe.....	144
Figure 3.19. Différence relative de l'impact des paramètres d'étude – Cas de référence ; scénario 5 ; dallage indépendant ; ventilation simple flux par extraction, $L = 0$ m ; $H = 4$ m et $0,8\ m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$ sous 4 Pa.....	146
Figure A.1. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur dalle portée ($ksol = 10 - 11\ m^2$).....	163
Figure A. 2. Évolution des coefficients a, b et c pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol.....	164
Figure A. 3. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur dallage indépendant ($ksol\ 10E - 11\ m^2$).....	165

Figure A. 4. Évolution des coefficients a, b et c pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol. 166

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Différentes configurations de scénarios de pollution.	29
Tableau 1.2. Domaine d'étude et conditions aux limites des modèles analytiques et semi-empiriques [56].	48
Tableau 1.3. Synthèse des modèles existants – Source continue.	51
Tableau 1.4. Synthèse des modèles existants – Source latérale.	60
Tableau 2.1. Résultats du débit d'air et de la concentration intérieure pour différentes densités de maillages.....	72
Tableau 2.2. Mesures expérimentales [138].....	74
Tableau 2.3. Débit d'air expérimental et numérique.	76
Tableau 2.4. Flux de polluant expérimental et numérique.	78
Tableau 2.5. Liste de données d'entrée du modèle numérique.	79
Tableau 2.6. Valeurs d'entrée – Construction des MSE-SL.	88
Tableau 2.7. Expression du nombre de Péclet pour chaque typologie de soubassement [141].	90
Tableau 2.8. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur sol nu.	94
Tableau 2.9. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur dalle portée.	94
Tableau 2.10. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur dallage indépendant.	95
Tableau 2.11. Valeurs d'entrée - Plage d'application des MSE-SL.	102
Tableau 2.12. Données d'entrée – Cadre de comparaison des modèles classiques (SC).	114
Tableau 2.13. Données d'entrée – Cadre de comparaison des modèles prenant en compte la latéralité de la source (SL) [57].....	115
Tableau 3.1. Caractéristiques de la maison expérimentale MARIA.....	127
Tableau 3.2. Conditions météorologiques – Modélisation stationnaire.	130
Tableau 3.3. Conditions de dépression et ventilation pour différentes conditions météorologiques – MATHIS- QAI.	130
Tableau 3.4. Données d'entrée du modèle de transfert – MATHIS-QAI.....	131
Tableau 3.5. Vérification de l'intégration du modèle SME-SL dans MATHIS-QAI – Dalle portée et dallage indépendant.	131
Tableau 3.6. Vérification de l'intégration du modèle MSE-SL dans MATHIS-QAI – Vide sanitaire.	131
Tableau 3.7. Conditions météorologiques considérées - Calcul stationnaire.	133
Tableau 3.8. Caractéristiques de la ventilation naturelle.....	133
Tableau 3.9. Caractéristiques de la ventilation mécanique simple flux par extraction.	133
Tableau 3.10. Caractéristiques la ventilation mécanique double flux.	133
Tableau 3.11. Perméabilité de l'enveloppe.	134
Tableau 3.12. Étude paramétrique latéralité de la source (H = 4 m).	134
Tableau 3.13. Étude paramétrique – Influence des conditions météorologiques (Dallage indépendant ; H = 4 m).	134
Tableau 3.14. Étude paramétrique – Influence de la typologie de soubassement (H = 4 m).	137
Tableau 3.15. Étude paramétrique – Influence du système de ventilation (H = 4 m).	138
Tableau 3.16. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité à l'air du sol (H = 4 m).	140
Tableau 3.17. Étude paramétrique – Influence de la latéralité de la source (Dallage indépendant).	141
Tableau 3.18. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité à l'air de l'enveloppe sol (Dallage indépendant).....	143
Tableau 3.19. Différence relative de l'impact des paramètres d'étude – Cas de référence : scénario 5 ; dallage indépendant ; ventilation simple flux par extraction, L = 0 m ; H = 4 m et 0,8 m3. h-1.m-2 sous 4 Pa.....	146

NOMENCLATURE

a	coordonnée x dans le plan s	(m)
A _{bât}	surface du bâtiment	(m ²)
A _{dp}	surface de la dalle portée	(m ²)
A _{di}	surface du dallage indépendant fondations	(m ²)
A _f	surface des fondations	(m ²)
A _{fiss}	surface de la fissure périphérique	(m ²)
A _{vs}	surface du sol du vide sanitaire	(m ²)
Bi	nombre de Biot massique	(-)
Bi _{dp}	nombre de Biot massique dalle portée	(-)
Bi _{di}	nombre de Biot massique dallage indépendant	(-)
C	concentration en polluant	(mol/m ³)
C ₁	constante 1	(-)
C ₂	constante 2	(-)
C _{dp}	concentration intérieure d'un bâtiment sur dalle portée	(mol/m ³)
C _{di}	concentration intérieure d'un bâtiment sur dallage indépendant	(mol/m ³)
C _{fiss}	concentration de polluant dans la fissure	(mol/m ³)
C _{int}	concentration à l'intérieur du bâtiment	(mol/m ³)
C _{int,amb}	concentration intérieure initiale	(mol/m ³)
C _p	chaleur spécifique du gaz à pression constante	(J/kg/K)
C _v	chaleur spécifique du gaz à volume constant	(J/kg/K)
C _s	capacité thermique d'un matériau	(J/kg/K)
C _{source}	concentration de la source de pollution	(mol/m ³)
C _{vs}	concentration de polluant dans le vide sanitaire	(mol/m ³)
D _{air}	coefficient de diffusion effectif de l'air	(m ² /s)
D _{dalle}	coefficient de diffusion effectif de la dalle	(m ² /s)
d _f	profondeur de la fondation du bâtiment	(m)
D _{fiss}	coefficient de diffusion effectif de la fissure	(m ² /s)
d _h	distance latérale entre la source et le bâtiment	(m)
D _i	coefficient de diffusion effectif du sol i	(m ² /s)
D _j	coefficient de diffusion effectif du sol j	(m ² /s)
D _n	coefficient de diffusion effectif du sol n	(m ² /s)
d _s	profondeur de la source de polluant	(m)
D _{sol}	coefficient de diffusion effectif du sol	(m ² /s)
Ė	flux net de chaleur	(W)
e _{dalle}	épaisseur de la dalle	(m)
e _{fiss}	épaisseur de la fissure	(m)
e _m	épaisseur du mur de fondation	(m)
F	facteur de forme	(-)
h	coefficient d'échange convectif	(W/m ² /K)
H	profondeur de la source de pollution	(m)
HR	humidité relative	(%)
J	flux de polluant	(mol/s)
J _{bât}	flux de polluant entrant dans le bâtiment	(mol/s)
J _{dp}	flux de polluant entrant dans un bâtiment sur dalle portée	(mol/s)
J _{di}	flux de polluant entrant dans un bâtiment sur dallage indépendant	(mol/s)
J _{vs,1}	flux de polluant entrant dans le vide sanitaire	(mol/s)
J _{vs,2}	flux de polluant traversant le plancher entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment	(mol/s)
K _b	coefficient empirique de la loi débit/pression d'une branche	(m ⁴ .s/kg)
k _{dalle}	perméabilité à l'air de la dalle	(m ²)

k_{gravier}	perméabilité à l'air du lit de gravier	(m ²)
K_p	coefficient de pression	(–)
k_{sol}	perméabilité à l'air du sol	(m ²)
L	distance latérale entre la source polluante et le bâtiment	(m)
$L_{a,eq}^*$	longueur de diffusion équivalente (transfert prédominant dans la phase non-saturée)	(m)
$L_{\text{bât}}$	largeur du bâtiment	(m)
L_{dp}	largeur de la dalle portée	(m)
L_{di}	largeur du dallage indépendant	(m)
L_e	distance de diffusion latérale effective	(m)
L_{eq}	longueur de diffusion équivalente	(m)
L_i	épaisseur du sol i	(m)
L_j	épaisseur du sol j	(m)
L_o	distance latérale de transport correspondante à la surface ouverte du sol	(m)
L_v	chaleur latente de vaporisation	(J/kg)
$\dot{m}$	flux net de masse	(kg/s)
M	mass molaire	(kg/mol)
$\dot{m}_k$	flux net de masse de l'espèce k	(kg/s)
P	pression dynamique du polluant	(Pa)
$\bar{P}$	pression totale au sol du nœud	(Pa)
P_{atm}	pression atmosphérique	(Pa)
Pe	nombre de Péclet	(–)
P_{ext}	pression dynamique extérieure	(Pa)
P_i	pression thermodynamique au sol du nœud i	(Pa)
P_{int}	pression dynamique du bâtiment	(Pa)
P_o	pression de référence à l'altitude de référence	(Pa)
P_{vs}	pression dynamique du vide sanitaire	(Pa)
$\dot{q}''$	flux de chaleur surfacique	(W/m ²)
$Q_{\text{bât}}$	débit volumique de ventilation du bâtiment	(m ³ /s)
Q_{dp}	débit volumique d'air traversant la dalle portée	(m ³ /s)
Q_{di}	débit volumique d'air traversant le dallage indépendant	(m ³ /s)
q_{fiss}	débit volumique d'air traversant la fissure	(m ³ /s)
Q_{sol}	débit volumique d'air entrant dans le bâtiment	(m ³ /s)
Q_{vs}	débit volumique d'air entrant dans le vide sanitaire	(m ³ /s)
r	coefficient de décroissance de la concentration sur la distance de diffusion latérale L_p	(–)
R	constante universelle des gaz parfaits	(J/mol/K)
$R_{\text{bât}}$	taux de renouvellement d'air du bâtiment	(s ⁻¹)
Re	Nombre de Reynolds	(–)
R_{vs}	taux de ventilation du vide sanitaire	(s ⁻¹)
s	plan horizontal de transformation Schwarz–Christoffel	(m)
T_v	température de vaporisation	(K)
U_{ref}	vitesse du vent	(m/s)
v	vitesse définie par l'équation de Darcy	(m/s)
V	volume du nœud i	(m ³)
$V_{\text{bât}}$	volume du bâtiment	(m ³)
V_{vs}	volume du vide sanitaire	(m ³)
W	largeur d'une ouverture verticale	(m)
w_{fiss}	largeur de la fissure	(m)
x	coordonnée horizontale du domaine	(m)
y	coordonnée verticale du domaine	(m)
Y_k	fraction massique de l'espèce k	(kg/kg)
z	plan vertical de transformation Schwarz–Christoffel	(m)
z_i	hauteur mesurée à partir du sol du nœud i	(m)

z_a	altitude du sol mesurée à partir de l'altitude de référence	(m)
z_A	hauteur d'allège d'une ouverture verticale	(m)
z_L	hauteur de linteau d'une ouverture verticale	(m)
z_N	hauteur neutre	(m)

SYMBOLES GRECS

α	coefficient d'atténuation	(-)
α_e	facteur d'absorption de l'énergie solaire	(-)
ε	émissivité	(-)
ϵ_a	porosité à l'air du sol	(-)
ϵ_r	rugosité d'un conduit	(m)
ζ	profondeur adimensionnelle	(-)
η	distance latérale adimensionnelle	(-)
λ	conductivité thermique	(W/m/K)
μ	viscosité dynamique de l'air	(Pa.s)
ρ	masse volumique de l'air	(kg/m ³)
ρ^*	masse volumique du gaz traversant une branche	(kg/m ³)
σ	constante de Stefan-Boltzmann	(W/m ² /K ⁴)
τ_e	facteur de transmission de l'énergie solaire	(-)
τ_{ssp}	temps caractéristique pour le gradient de pression	(s)
τ_{ssc}	temps caractéristique pour la concentration	(s)
$\varphi_v(\eta)$	flux adimensionnel à certaine distance latérale η	(-)
χ	concentration adimensionnelle	(-)

INDICES

atm	atmosphère
ana	analytique
bât	bâtiment
dalle	dalle ou plancher bas
di	dallage indépendant
dp	dalle portée
eff	effective
eq	équivalente
ext	extérieur
fiss	fissure
int	intérieur
max	maximal
m	massique
mf	mur de fondation
mur	mur enterré
num	numérique
ref	référence
s	source
sol	sous-sol
vs	vide sanitaire

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Aujourd'hui, de nombreux sites urbains ayant accueilli par le passé des activités industrielles se retrouvent à l'état de friches polluées. Le transfert de composés organiques volatils du sol dans ces zones représente un potentiel de risque pour la santé humaine et l'environnement. Les outils d'aide à la gestion, étant une simplification de la réalité, permettent de réaliser l'évaluation d'un transfert potentiel vers les espaces intérieurs. Ces modèles fournissent non seulement une compréhension théorique mais aussi des estimations quantitatives de ce transfert. Cependant, ces modèles peuvent présenter des incertitudes liées à la difficulté de modéliser tous les facteurs caractérisant les différentes situations de pollution (distribution spatiale de la source, propriétés physico-chimiques des milieux, caractéristiques du bâtiment, ...). Au vu des hypothèses des modèles existants, il apparaît que ceux-ci sont plus adaptés à certaines typologies de pollutions des sols que d'autres (ex. pollution dissoute dans la nappe phréatique). Ces approches s'avèrent ainsi particulièrement pertinentes quand la source est au droit du bâtiment (résiduelle adsorbée ou par phase organique dans la zone non-saturée ou dissoute dans la nappe phréatique). Cependant, ces hypothèses classiquement formulées par les auteurs des modèles existants ne sont pas toujours satisfaites dans la réalité, et l'utilisation de ces modèles se limite à leur capacité à représenter certains scénarios spécifiques. L'application de ces modèles à d'autres typologies de pollution (ex : source de pollution en dehors de l'empreinte du bâtiment) est à considérer avec précaution. En effet, une mauvaise représentation du site d'intérêt peut conduire à une modélisation irréaliste conduisant à des conclusions trompeuses.

Dans le but de réaliser une gestion optimale des situations de pollution, ces travaux de thèse sont destinés à l'amélioration des outils d'aide à la gestion permettant d'augmenter la précision de la modélisation du transfert et de réduire les incertitudes dans l'évaluation de risques sanitaires. L'objectif du développement de ces nouveaux modèles a également l'intérêt de pouvoir les intégrer facilement dans un code de ventilation (MATHIS-QAI) afin de pouvoir réaliser des études plus détaillées et précises de l'évolution des niveaux de concentration dans les espaces intérieurs en fonction des caractéristiques du bâtiment et des conditions météorologiques au cours du temps. Pour ce faire, ces travaux de thèse se divisent en 3 parties :

- La première partie correspond à l'état de l'art, et plus précisément à l'actualité de la gestion des sites pollués et la description des enjeux sanitaires associés. Cette partie comprend également une description du transfert de polluants gazeux du sol vers les bâtiments, des différents scénarios de pollution rencontrés ainsi que des mécanismes de transfert dans le sol et des paramètres d'influence sur ce dernier. Finalement, une analyse des outils et méthodes pour la caractérisation et évaluation de sites pollués est réalisée afin d'identifier leurs pertinence et limites dans le but de dégager les voies d'améliorer des outils existants pour l'évaluation de risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol dans les environnements intérieurs.
- La deuxième partie est destinée à apporter des précisions sur le rôle des caractéristiques des différentes situations de pollution sur le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs quand une source latérale est considérée. D'abord, une étude de sensibilité numérique est proposée permettant de mettre en évidence l'influence de latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure. Ensuite, dans le but de pouvoir estimer avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol et de parvenir une gestion optimale des situations de pollution, de nouveaux modèles de transfert ont été développés. Ces modèles permettent de mieux préciser les caractéristiques des scénarios de pollution notamment en tenant compte de la latéralité de la source et donc de diminuer les incertitudes dans l'évaluation de risques en élargissant la gamme d'application des modèles existant à des scénarios plus réalistes. Ces nouveaux modèles sont ensuite comparés au modèle numérique développé (CFD), à des données expérimentales ainsi qu'à des modèles existants dans la littérature (analytiques et numériques) permettant ainsi de vérifier la validité et la cohérence des estimations.
- La troisième partie est dédiée à l'intégration des modèles développés dans un code de ventilation (MATHIS-QAI) dans le but de réaliser une étude plus fine de l'évolution de la concentration intérieure. L'intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI a comme objectif de préciser les conditions aérauliques du bâtiment (condition de pression et taux de renouvellement d'air) en fonction des conditions

météorologiques et des caractéristiques du bâtiment (système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, typologie de soubassement, ...) pour estimer avec précision les niveaux de concentration intérieure en polluant au cours du temps. Finalement, une étude paramétrique sur MATHIS-QAI est conduite afin d'analyser comment et dans quelle mesure les paramètres spécifiques du bâtiment peuvent impacter les conclusions de l'influence de la latéralité de la source sur le transfert de polluants gazeux du sol vers le bâtiment.

CHAPITRE 1. ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 ENJEUX DES SITES ET SOLS POLLUÉS

La France a hérité, de son long passé industriel, d'un grand nombre de sites contaminés comme conséquence du déversement de produits et de pollutions dans l'eau, dans l'air et/ou dans les sols. Ces pollutions, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltration de substances polluantes, sont susceptibles de générer des risques sanitaires pour les personnes sur ces sites [1]. Les enjeux de ces sites s'étendent également à la dégradation de l'environnement : contamination d'eaux souterraines et superficielles, des écosystèmes aquatiques ainsi que des zones humides et des écosystèmes terrestres qui en dépendent directement.

Aujourd'hui, de nombreux sites urbains ayant accueilli par le passé des activités industrielles se retrouvent à l'état de friches polluées. En fonction des informations disponibles, l'État français a élaboré une base de données des Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) selon l'article L.125-6 du code de l'environnement [2]. Celle-ci comprend les terrains où des informations de la pollution des sols sont connues, notamment en cas de changement d'usage, la réalisation d'études de sols et la mise en place de mesures de gestion de la pollution pour préserver la sécurité, la santé ou la salubrité publique et de l'environnement (Figure 1.1).

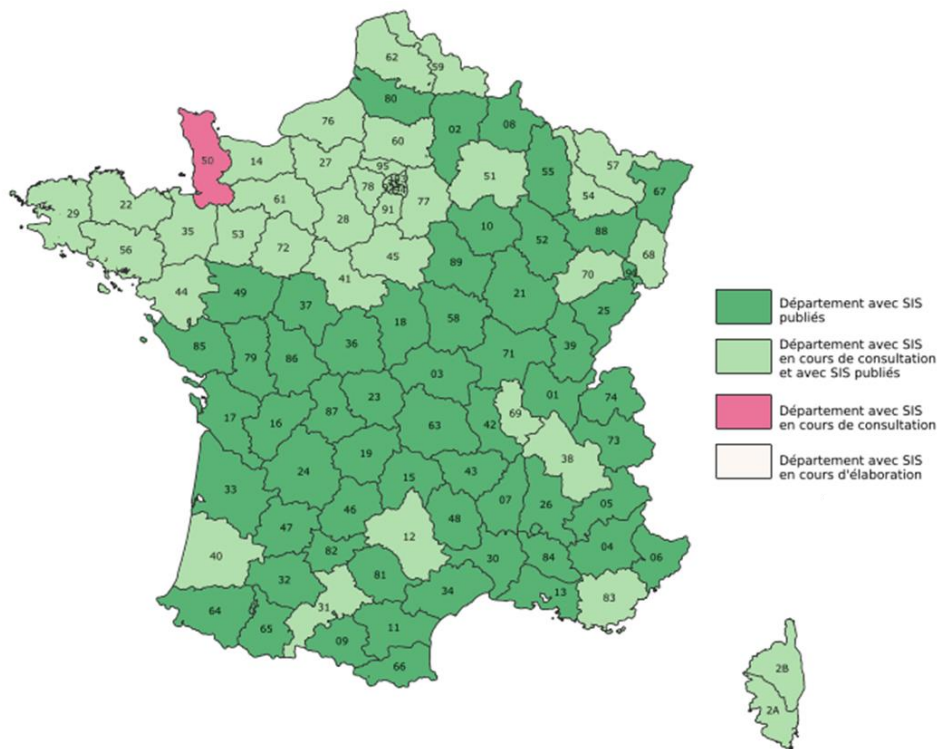


Figure 1.1. Carte des Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) en France [3].

Sur le territoire français, environ 322 400 sites, qui ont accueilli par le passé une activité industrielle ou de service, ont été identifiés dans la Base de Données des Anciens Sites Industriels et Activités de Services (BASIAS). Au-delà, la Base de données sur les sites et SOLs pollués (BASOL), a mis en évidence que l'administration ou les responsables de ces terrains ont mené des actions sur seulement, approximativement, 9774 de ces sites pour prévenir des risques sanitaires.

Depuis la fin des années 90, le gouvernement s'est engagé dans l'amélioration de la qualité de l'environnement. Il a été donc adoptée en 2004, une charte de l'environnement qui définit l'accès de tous à un environnement sain comme une priorité évoquant le droit de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé [4]. De même, il est proposé dans le code de la santé publique l'élaboration, tous les cinq ans, d'un Plan National Santé Environnement (PNSE) [5]. Ce PNSE vise à répondre aux interrogations des français sur les conséquences sanitaires à court et moyen terme de l'exposition à certaines pollutions dans leur environnement. Il est destiné également à la réduction, autant que possible et de façon la plus efficace, des impacts des facteurs environnementaux sur la santé afin de permettre d'habiter dans un environnement favorable à la santé.

Cependant, la problématique des sites et sols pollués existants représente un enjeu à la fois économique, social et environnemental. La nécessité d'expansion urbaine et la volonté de préserver les espaces naturels amènent à densifier le territoire urbain sur des friches industrielles. Ces espaces dégradés apparaissent comme des sources foncières disponibles dans un tissu urbain saturé. Les projets d'aménagement représentent environ 70% du marché de la dépollution (études et travaux) et concernent principalement des sites en zone urbaine. La reconquête de ces terrains permet ainsi de maîtriser une situation de pollution et la réutilisation de ces zones qui bénéficient souvent d'une situation géographique privilégiée pour les opérations d'aménagement maîtrisé.

Dans le but de lutter contre l'artificialisation et l'étalement urbain afin d'augmenter la préservation de l'environnement, l'objectif principal est la réhabilitation des friches industrielles vers un tiers aménageur ou promoteur. L'arrêté du 18 août 2015 relatif à l'attestation de garanties financières requises par l'article L.512-21 du code de l'environnement [2], exige au tiers-demandeur de faciliter la reconversion des friches industrielles et de sécuriser les opérations de réhabilitation. Ce qui permettra d'améliorer l'information du public sur les sites et de garantir la sécurité, le bon état de l'environnement et la préservation de la santé publique, lorsque des pollutions concentrées sont identifiées (dissoutes dans les eaux souterraines, terres imprégnées de produits chimiques, ...). La priorité consiste d'abord à déterminer les modalités de suppression des pollutions concentrées, ou bien quand l'élimination des pollutions n'est pas envisageable, de garantir que les risques sanitaires associés sont maîtrisés et acceptables pour les personnes ainsi que pour l'environnement.

Basée sur les quatre étapes de la démarche d'évaluation des risques sanitaires introduite par l'Académie des sciences aux États-Unis dans les années 80, la démarche de gestion des sites et sols pollués propose [6] :

- d'identifier les cibles à protéger en fonction des scénarios d'usage des sites ;
- de caractériser les sources de pollutions et les voies de transfert ;
- de déterminer les niveaux de concentration et d'exposition ;
- d'évaluer les risques sanitaires associés pour la santé humaine.

Au regard des limites de la circulaire de 1999 [6], la circulaire du 8 février 2007 (modifié en 2011) relative aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, a proposé de rétablir une cohérence et une conjonction avec la gestion sanitaire et environnementale existante [7]. De plus, une gestion par une approche coûts-avantages en retenant, parmi les scénarios de gestion potentiels, le meilleur compromis sur la base de considérations environnementales, sanitaires, techniques et économiques est souvent recommandée. Le scénario à privilégier sera donc celui qui permet en premier lieu, l'élimination de la source de pollution, suivie de la désactivation des vecteurs de transfert. Par conséquent, les actions menées sur les sites concernés depuis 2007 se basent sur la précision des caractéristiques constructives du projet d'aménagement ou de construction ainsi que sur la fixation des conditions d'application de l'évaluation des risques sanitaires.

1.1.1 TYPES DE POLLUTION GAZEUSE DU SOL

Contrairement aux pollutions naturelles du sol comme le dioxyde de carbone, sulfite d'hydrogène, nitrogène, méthane, hélium et radon issus des activités géothermales ou radioactives dans le sous-sol, des substances contaminantes peuvent apparaître de façon anthropique résultant d'une activité humaine actuelle ou ancienne sur le site concerné (élimination de déchets, fuites ou épandage de produits chimiques, produits par des installations industrielles ou bien de sites de stockage d'hydrocarbures), dans les pores de la matrice du sol générant une dégradation des milieux [8]. Ces substances sont des composés organiques, des métaux ou métalloïdes et se présentent sous forme solide comme les métaux lourds, sous forme liquide comme les carburants et solvants ou sous forme gazeuse comme les substances organiques volatiles.

Parmi les polluants anthropiques, ce sont les Composés Organiques Volatils (COV) ayant une forte volatilité, qui représentent un risque sanitaire plus élevé pour la population et l'environnement [9]. Les pollutions organiques volatiles sont généralement réparties en 4 grandes familles [10] :

- les hydrocarbures : aromatiques (benzène, chlorobenzène ou triméthylbenzène) ou non aromatiques (aliphatiques comme les alcanes), parmi les aromatiques, sont distingués les composés monocycliques (benzène, toluène, ...) et les composés polycycliques (certains HAP volatils dont le naphthalène) ; halogénés (substitution d'atomes d'hydrogène par des atomes de chlore, brome, fluor) ou non halogénés, comme le trichloroéthylène ou le tétrachloroéthylène (aliphatiques halogénés), et le chlorobenzène (monoaromatique halogéné).
- le phénol et composés phénoliques halogénés ou non ;
- les organo-solubles (alcools, cétones, aldéhydes, ...) ;
- les mélanges (coupes pétrolières).

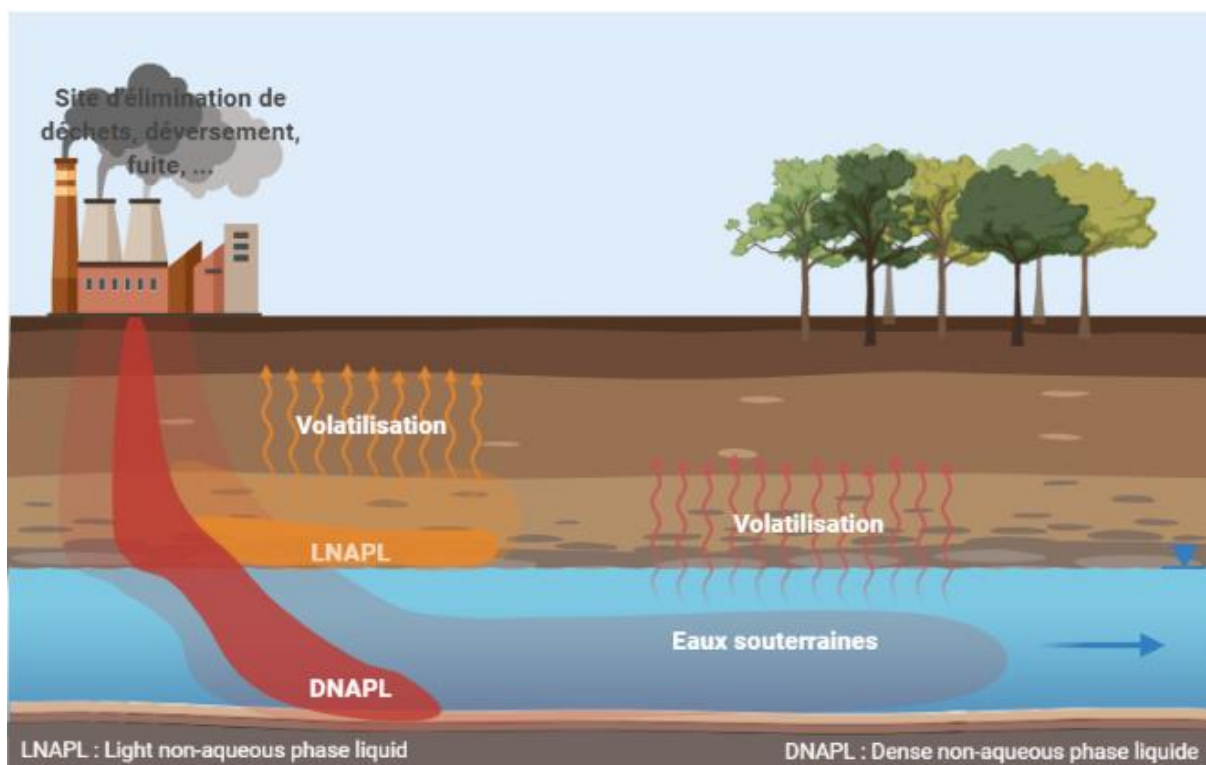


Figure 1.2. Schéma conceptuel de la pollution des sols.

Ces composés organiques apparaissent à l'état pur sous forme *Dense Non-Aqueous Phase Liquid* (DNAPL) ou *Light Non-Aqueous Phase Liquid* (LNAPL). Les premiers se caractérisent pour avoir une densité supérieure à celle de l'eau et peuvent migrer vers le fond des aquifères, tandis que les derniers ont une densité inférieure à celle de l'eau et sont souvent trouvés surnageant sur les nappes et les eaux souterraines (Figure 1.2). Ceux-ci se trouvent dissous dans les pores remplis d'eau (nappe phréatique ou frange capillaire), dispersés dans l'air du sol (zone vadose ou non-saturée), ou adsorbés à la surface des particules du sol et leur distribution dépend notamment de leur concentration et des caractéristiques des milieux (porosité, teneur en eau, fraction organique de carbone, ...) [11].

De plus, en fonction du taux de biodégradation défini comme une moyenne naturelle de dégradation (micro-organismes), les COV sont, soit récalcitrants, soit biodégradables. Les polluants récalcitrants comme le trichloréthylène et le tétrachloréthylène sont caractérisés par avoir un faible taux de biodégradation, contrairement aux polluants biodégradables comme le benzène ou le toluène, ayant un taux de dégradation naturel élevé. La biodégradation dépend de facteurs comme la concentration en nutriments, la capacité d'oxydo-réduction du sol, la salinité et la concentration en contaminant, et varie de site en site [12], [13]. Cependant, la biodégradation de vapeurs contaminantes peut également être anaérobie (n'ayant pas besoin d'oxygène) lorsque l'oxygène présent a été entièrement consommé [14].

1.1.2 RISQUES SANITAIRES D'EXPOSITION

L'exposition aux polluants provenant du sol peut être soit directe, soit indirecte [15]. L'exposition directe se fait soit par inhalation des gaz, soit par ingestion d'eau ou de sols pollués, soit par contact cutané de sols ou de poussières. L'exposition indirecte, quant à elle, se fait par exemple par consommation de végétaux, de produits d'animaux d'élevage ou de produits de la pêche qui, au contact de sols, des eaux ou de poussières polluées, sont susceptibles d'être eux-mêmes contaminés. Cependant, l'inhalation est considérée comme l'une des voies principales d'exposition des contaminants provenant du sol dans les espaces intérieurs [16].

L'enjeu associé aux risques sanitaires causés par l'inhalation de polluants gazeux dans les espaces intérieurs a été classée dans le top cinq des risques publics de l'environnement [17]. En effet, il est montré que les niveaux de pollution intérieure sont jusqu'à 100 fois plus élevés que ceux de l'air extérieur [18]. Un des facteurs contribuant à l'augmentation de risques sanitaires est la présence des polluants gazeux issus du sol dans les environnements intérieurs du bâtiment [19]–[21]. En effet, au-delà des nombreuses sources de pollution de l'air intérieur (appareils de cuisson, fumée de tabac, matériaux d'ameublement et de construction, produits pour le nettoyage et l'entretien ménager, soins personnels ou loisirs, systèmes de chauffage et de refroidissement, excès d'humidité, pollution de l'air extérieur, ...), les polluants gazeux provenant du sol représentent également un risque sanitaire élevé [22].

Les risques sanitaires d'exposition aux polluants gazeux du sol dépendent des niveaux de pollution et du temps d'exposition [16]. Les groupes de population les plus susceptibles d'être affectés par une mauvaise qualité de l'air intérieur sont les enfants car la maturation pulmonaire n'est que partielle à la naissance, les personnes âgées en raison de la diminution de la capacité de leur système de défense, les personnes présentant des pathologies chroniques telles que des pathologies cardio-vasculaires ou respiratoires ainsi que les femmes enceintes vis-à-vis des risques encourus par le fœtus [23]–[25].

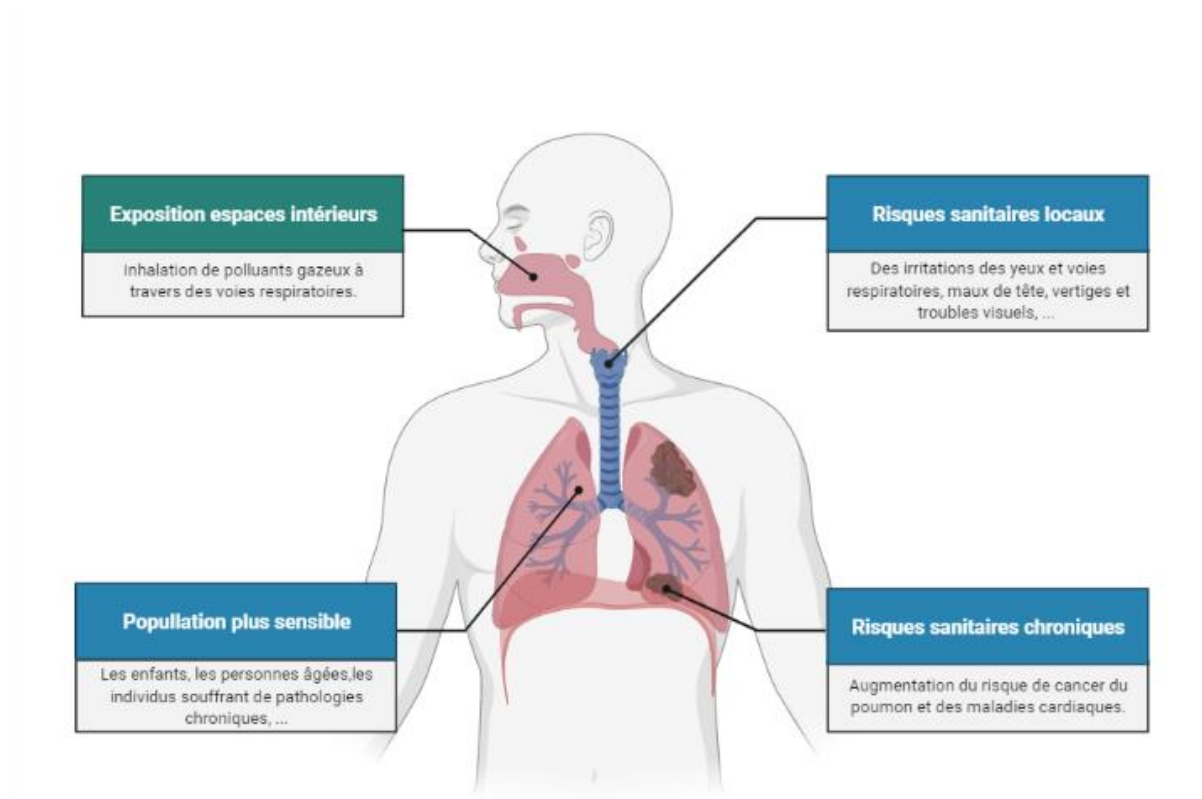


Figure 1.3. Impact des polluants gazeux sur le système respiratoire et risques associés.

Lorsque ces polluants sont inhalés, le système respiratoire est affecté car les particules vont irriter et endommager l'ADN cellulaire des voies respiratoires et des poumons (Figure 1.3). Ces symptômes sont caractéristiques du *Sick Building Syndrom* (SBS), ou syndrome des bâtiments malsains. Les effets sont soit locaux avec l'altération cutanée, du tractus digestif ou respiratoire, soit systémiques avec l'altération d'organes tels que le rein, le foie ou le cerveau et peuvent aller jusqu'à des conséquences chroniques (cancérogènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction). Ainsi, en fonction du niveau d'exposition, la présence de COV dans les espaces intérieurs peut générer des irritations des yeux et voies respiratoires, maux de tête, vertiges, troubles visuels et altération de la mémoire ; mais aussi causer des irritations prolongées, des maux de tête chroniques, des nausées chroniques, des dommages au foie, aux reins et au système nerveux central et favoriser certains types de cancer [17].

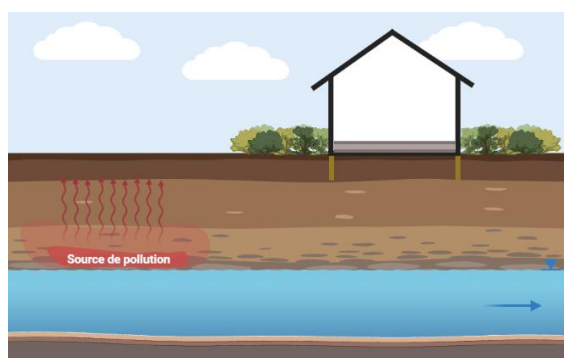
1.2 TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL VERS LE BÂTIMENT

La problématique des transferts de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs est particulièrement complexe car elle dépend de plusieurs facteurs (sol, fondations, l'air intérieur). Ainsi, ce transfert dépend non seulement du scénario de pollution (distribution, physico-chimique du polluant, ...) mais aussi des caractéristiques environnementales (perméabilité à l'air du sol, hétérogénéités du sol, ...), des caractéristiques du bâtiment, des pratiques des occupants (vis-à-vis du chauffage, de l'ouverture des portes et fenêtres, ...) et des conditions météorologiques (température, vent, pluie, ...).

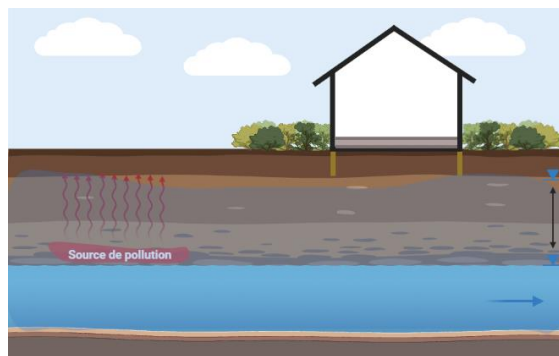
1.2.1 SCENARIOS DE POLLUTION

Plusieurs scénarios de pollution avec une ou plusieurs sources peuvent être rencontrés dans la réalité : source primaire dans la zone non-saturée, eaux souterraines contaminées, sources diffuses, entre autres. Ces scénarios sont caractérisés par la distribution spatiale de la source de pollution ainsi que par les caractéristiques physico-chimiques du polluant. Ces caractéristiques déterminent donc le degré de pollution du sol et le transfert potentiel des vapeurs contaminantes dans le sol [11]. Ces situations varient en fonction des caractéristiques physiques du sol et des conditions environnementales (pollution primaire, mixte de différentes pollutions, ...).

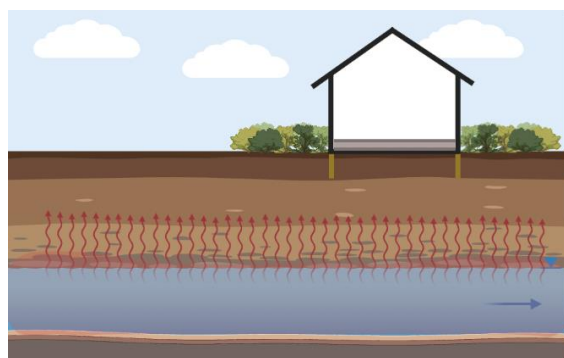
À partir d'une source de pollution primaire localisée dans le sol, plusieurs scénarios de pollution peuvent apparaître. Par exemple, les eaux souterraines ayant la caractéristique de présenter des fluctuations saisonnières, voire pluriannuelles, peuvent générer de scénarios de pollution secondaires (Figure 1.4).



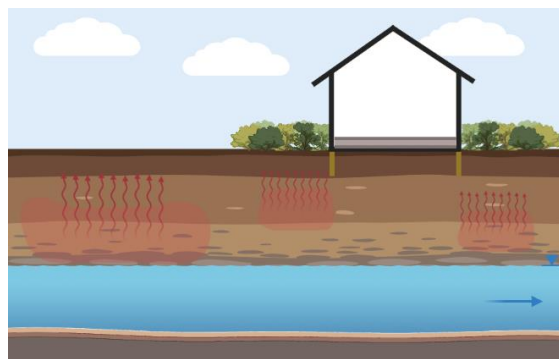
(a) source primaire de pollution dans la zone vadose.



(b) battement de la nappe phréatique et contamination des eaux souterraines.



(c) eaux souterraines contaminées.



(d) battement de la nappe phréatique et contamination du sol (résidus de pollution).

Figure 1.4. Différents scénarios de pollution en fonction de la typologie de la source.

Le battement de la nappe phréatique peut ainsi générer, d'une part, une contamination des eaux souterraines si la source est localisée dans la zone non-saturée et rentre en contact avec la nappe, et d'une autre part, l'apparition de pollutions secondaires ou diffuses dans la zone non-saturée si les eaux souterraines sont contaminées auparavant.

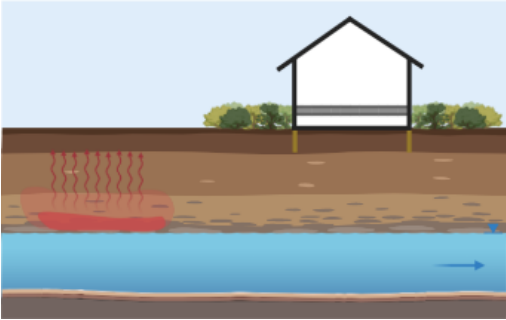
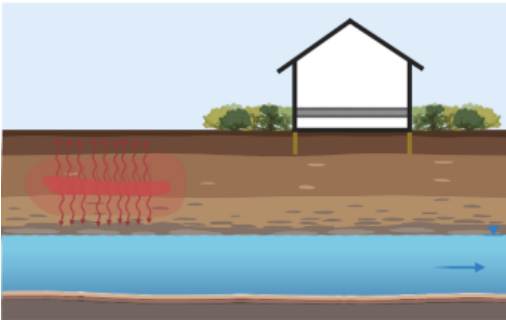
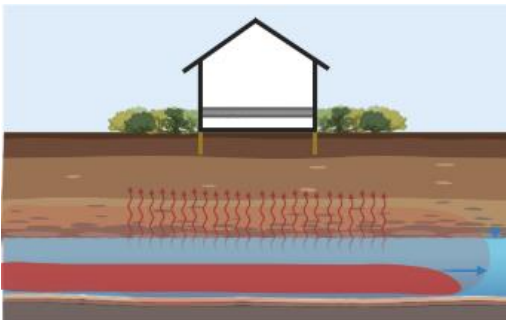
Les scénarios de pollution au regard du bâtiment se divisent en trois grands groupes [11] :

- Pollution en phase résiduelle dans la zone non-saturée du sol (pollution flottante ou diffuse) ;
- Pollution en phase organique immobile dans la zone non-saturée du sol (pollution flottante ou diffuse) ;

- Pollution en phase dissoute dans les eaux souterraines.

Le Tableau 1.1 récapitule les caractéristiques des scénarios de pollution associés aux différentes configurations de pollution.

Tableau 1.1. Différentes configurations de scénarios de pollution.

Scénario de pollution	Caractéristiques
	• Volume de pollution finie ou localisée dans le sol au niveau de la frange capillaire (LNAPL) ; • Origine : déversement dans le sol (LNAPL) ou fuite d'un site de stockage ; • Source pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines de mètre.
	• Volume de pollution finie ou localisée dans le sol (LNAPL) : contenu par les stratifications du sol (barrière naturelle). • Origine : déversement ou rupture de canalisation (fuites), sites de stockage, déchets enfouis, ... • Source pouvant s'étendre sur plusieurs dizaines de mètre.
	• Eaux souterraines contaminées : contaminant dissous dans le frange capillaire ou nappe phréatique ; • Origine : propagation ou déversements de contaminants dans le sol de type (DNAPL) ; • Source pouvant s'étendre sur plusieurs kilomètres ; • Répartition homogène et uniforme dans la surface du sol.

Dans les cas des pollutions dans la zone non-saturée (résiduelle adsorbée ou en phase organique), ces sources peuvent se retrouver en dessous ou en dehors de l'emprise du bâtiment voire du site, tandis que la pollution dissoute dans la nappe a généralement une distribution spatiale continue et uniforme sous le bâtiment. Les sources de pollution dans le sol génèrent des panaches de pollution s'étendant sur plusieurs dizaines de mètres (zone non-saturée), ou bien sur plusieurs kilomètres (eaux souterraines contaminées).

1.2.2 MÉCANISMES DE TRANSFERT DES COV

Le transfert de Composés Organiques Volatils (COV) présents sous forme gazeuse dans le sol se produit principalement dans la zone non-saturée du sol et au travers de l'interface sol/bâtiment (et donc de la typologie de

soubassement du bâtiment). Avant de pénétrer les espaces intérieurs des bâtiments, les vapeurs produites par volatilisation sont transportées à travers le sol et les fondations principalement par les effets convectifs et diffusifs (Figure 1.5).

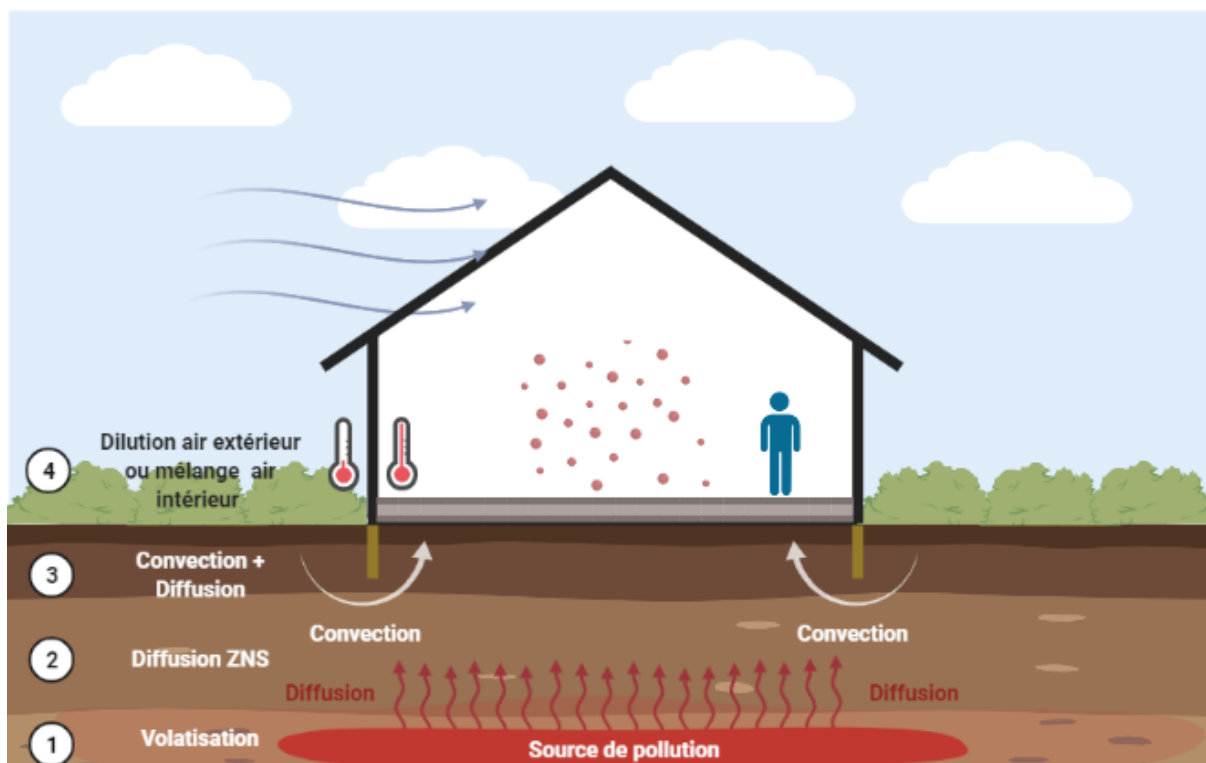


Figure 1.5. Schéma conceptuel de l'entrée des polluants gazeux du sol dans un bâtiment – Voies et mécanismes de transfert.

Le transfert couplé entre la convection et la diffusion de polluants gazeux du sol est un phénomène transitoire qui dépend de plusieurs paramètres (humidité, dégradation de la source, fluctuations de la pression atmosphérique, ...). Cependant, l'évaluation du transfert est souvent réalisée sous une hypothèse de transfert stationnaire qui reste cohérente avec une évaluation de valeurs moyennes de la concentration au cours du temps. Dans des conditions d'équilibre avec un taux d'émission constant (flux de polluant), les concentrations et les pressions sont constantes même si elles peuvent varier dans le temps et présenter des temps caractéristiques différents (temps caractéristique du transfert par convection plus court que celui par diffusion) [26].

La convection et la diffusion jouent des rôles différents selon la zone d'influence dans le sol. Loin des fondations, les vapeurs migrent par diffusion (zone saturée, frange capillaire et zone non-saturée) jusqu'à proximité des fondations ou vers l'atmosphère. Dans le voisinage du bâtiment et à travers les fondations, le transfert de vapeurs est régi à la fois par les effets de la convection et de la diffusion et dépend considérablement des caractéristiques du soubassement [27]–[29]. Finalement, une fois ces polluants entrent dans les espaces intérieurs, ils sont mélangés avec l'air intérieur en fonction du taux de renouvellement d'air du bâtiment [30].

1.2.2.1 TRANSFERT EN ZONE NON-SATURÉE

1.2.2.1.1 TRANSFERT PAR DIFFUSION

La diffusion est considérée comme le principal mécanisme de transport de polluants gazeux présents dans le sol [31], [32]. La migration de composés volatils par diffusion, associée aux gradients de concentrations présents dans la phase gazeuse du sol et en supposant un régime de transport stationnaire, est généralement décrit par la première loi de Fick [33] (Équation (1. 1)) :

$$J = -D_{\text{eff}} \nabla C \quad (1.1)$$

Où J est le flux diffusif, C est la concentration du polluant i et D_{eff} est le coefficient de diffusion effectif du gaz dans le milieu poreux.

Le transfert de vapeurs par diffusion à travers un milieu poreux est déterminé principalement par le coefficient de diffusion du milieu, défini comme la capacité du gaz à traverser le sol quand le gradient de concentration est la force motrice [34]. Le coefficient de diffusion effectif du gaz dans le sol est influencé par la porosité totale, la porosité à l'air, la teneur en eau, la tortuosité et la présence de fractures dans le sol [32], [35]–[38].

Généralement, en considérant une diffusion négligeable dans la phase aqueuse, ce coefficient est défini par l'expression ci-dessous [36] (Équation (1.2)) :

$$D_{\text{eff}} = D_a \frac{\theta_a^{10/3}}{\varepsilon^2} \quad (1.2)$$

Où D_a est le coefficient de diffusion du gaz dans l'air, θ_a est la porosité à l'air et ε est la porosité totale.

1.2.2.1.2 TRANSFERT PAR CONVECTION

Le mouvement des gaz par convection dans l'air du sol est associé aux variations de pression, la volatilisation des composés, l'injection ou extraction de gaz ou bien au battement de la nappe phréatique. Le flux convectif à travers le sol (milieu poreux) est quantifié par (Équation (1.3)) :

$$J = u \cdot C \quad (1.3)$$

Où J est le flux convectif et u est la vitesse de l'écoulement.

La loi de Darcy en régime d'écoulement laminaire dans les pores permet définir la vitesse d'écoulement des gaz. En considérant les forces inertielles négligeables par rapport aux forces visqueuses, la vitesse s'écrit (Équation (1.4)) :

$$u = -\frac{k}{\mu} \nabla P + \rho g \quad (1.4)$$

Où k la perméabilité à l'air du milieu poreux, μ la viscosité dynamique du fluide, ∇P le gradient de pression motrice, ρ est la masse volumique de l'air et g est la force de gravité.

La perméabilité à l'air du sol étant la capacité du sol à être contaminé en étant traversé par un gaz sous l'effet d'un gradient de pression et dépendant des caractéristiques des pores (taille, forme, nombre, orientation, ...), peut être calculée par [39] (Équation (1.5)) :

$$k = \frac{\varepsilon^3}{s a_s^2 (1 - \varepsilon)^2} \quad (1.5)$$

Où ε est la porosité, a_s la surface spécifique de contact avec le fluide et s le facteur de forme des pores.

Lorsque la vitesse augmente, spécialement pour des sols perméables, les forces d'inertie ne sont plus négligeables, et la loi de Darcy n'est plus adaptée pour décrire ce transfert. Dans ce cas, une relation non-linéaire est proposée afin de tenir compte des forces inertielles caractérisant ce type d'écoulement [40] (Équation (1.6)) :

$$\nabla P = -\frac{\mu}{k}u(1 + cu) = 0 \quad (1.6)$$

Où u est la vitesse de l'écoulement, k la perméabilité à l'air du milieu poreux, μ la viscosité dynamique du fluide, ∇P le gradient de pression motrice et c le coefficient de Forchheimer déterminé expérimentalement.

1.2.2.2 TRANSFERT A TRAVERS LES FONDATIONS

Le type de fondation ou soubassement varie en fonction du type de bâtiment et des caractéristiques du sol [10]. Il existe quatre grandes catégories de soubassement en fonction du type de construction : le dallage sur terre-plein, la dalle sur vide sanitaire, la dalle portée coulée sur terre-plein et le radier. L'entrée de vapeurs vers les environnements intérieurs dépend considérablement des caractéristiques du soubassement [41]–[43]. Par exemple, dans un vide sanitaire ou cave, les polluants seront dilués dans le volume d'air entre le sol et le bâtiment et le flux sera amoindri en fonction du niveau du taux de renouvellement d'air, par rapport à des types constructifs sur terre-plein. Cependant, dans le cas des trois typologies de soubassement sur terre-plein (dallage indépendant, dalle portée et radier), ce transfert dépendra principalement du niveau de perméabilité à l'air et de leur capacité diffusive (par exemple : la fissure périphérique dans le cas du dallage indépendant peut rendre cette configuration plus perméable et faciliter l'entrée de polluants gazeux à l'intérieur des bâtiments) [42].

1.2.2.2.1 TRANSFERT PAR DIFFUSION

Le transfert diffusif au travers des fondations est régi par le gradient de concentration existant entre les concentrations en polluant dans le sol et les espaces intérieurs. Comme dans le sol, le transfert diffusif à travers les fondations est défini par la première loi de Fick [44]–[48]. Ce transfert dépendra donc des caractéristiques physiques du milieu intermédiaire entre le sol et le bâtiment [34]. Plus précisément, le transfert diffusif est défini en fonction du coefficient de diffusion effectif du milieu. Ce coefficient permet de quantifier la capacité du gaz à traverser d'un milieu (béton, bois, membrane, ...) quand le gradient de concentration est le mécanisme moteur du transfert.

1.2.2.2.2 TRANSFERT PAR CONVECTION

Le transfert convectif de polluants gazeux à travers les fondations est régi par la différence de pression motrice existant entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment. Cette différence de pression apparaît quand la pression de l'air contenu dans la porosité du sol est plus élevée que celle à l'intérieur du bâtiment. La dépression du bâtiment augmente quand le tirage thermique entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment devient important. Ce phénomène est associé principalement au mouvement de l'air intérieur chaud qui monte libérant de la place dans la partie inférieure du bâtiment, ensuite occupée par de l'air frais. La chute de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment est influencée par les fluctuations de la pression atmosphérique, les systèmes de ventilation, l'étanchéité de l'enveloppe du bâtiment et la présence du vent [18]. Comme dans le sol, le débit d'air à travers les fondations dépend directement de la perméabilité à l'air du milieu (béton, bois, membrane, ...).

1.2.3 PARAMÈTRES D'INFLUENCE SUR LE TRANSFERT DE POLLUANTS DU SOL

Le transfert de polluants gazeux du sol à l'intérieur des bâtiments varie considérablement en fonction des caractéristiques du scénario de pollution : caractéristiques de la source, propriétés physiques des milieux [11], [49]–[51], caractéristiques du bâtiment et caractéristiques environnementales [26], [52]–[54]. Ces conditions déterminent le niveau de transfert des polluants gazeux du sol ainsi que les niveaux de concentration et d'exposition dans les espaces intérieurs.

1.2.3.1 CARACTÉRISTIQUES DE LA SOURCE DE POLLUTION

La distribution spatiale des concentrations en polluants dans le sol dépend notamment des caractéristiques des milieux (porosité, perméabilité, tortuosité, ...) et notamment de leur capacité de rétention. Par conséquent, le transfert de polluants gazeux du sol est déterminé en fonction des caractéristiques du scénario de pollution et des niveaux de concentration. Par exemple, une nappe phréatique contaminée (source uniforme au-dessous du bâtiment) va générer une migration verticale ascendante, lorsqu'une source dans la zone non-saturée permet un transfert radial dans toutes les directions et pas seulement verticale vers la surface du sol. Ce transfert est également conditionné par les caractéristiques ou nature de chaque polluant. Par exemple, dans le cas des polluants biodégradables, une atténuation plus importante est attendue quand des réactions chimiques naturelles sont présentes réduisant significativement la migration de ces vapeurs vers les espaces intérieurs en comparaison aux polluants récalcitrants à faible taux de biodégradation [55].

La caractérisation de la distribution spatiale de la concentration en polluant dans le sol, en général localisée, permet de définir la position de celle-ci par rapport au bâtiment. En fonction de la position de la source dans le sol, l'atténuation des vapeurs contaminantes sera plus ou moins importante. Cela est associé à la dissipation des contaminants dans la matrice poreuse du sol tout le long du transfert. Ainsi, plus la source est éloignée du bâtiment, plus l'atténuation de la concentration est importante (Figure 1.6) [56].

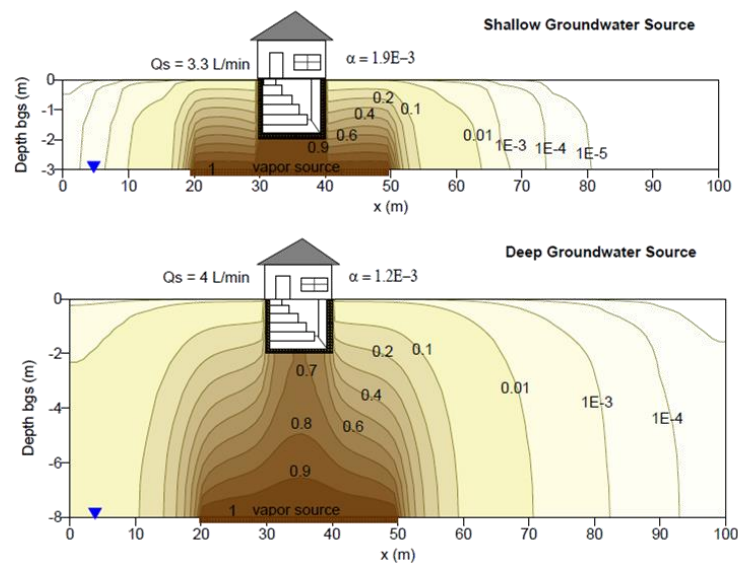


Figure 1.6. Profil de concentration en polluant pour une source positionnée à 3 m de profondeur (a) et 8 m de profondeur (b) [11].

Cependant, les sources localisées peuvent se retrouver également décentrées de l'axe central du bâtiment. Certaines études montrent que l'atténuation de ces vapeurs est plus importante quand la source est décalée latéralement du bâtiment [57]–[60]. De plus, dans le cas de polluants récalcitrants (faible biodégradation), l'impact de ce type de sources sur la qualité de l'air intérieure peut être significative pour des distances latérales de 30 m par rapport au bâtiment [61].

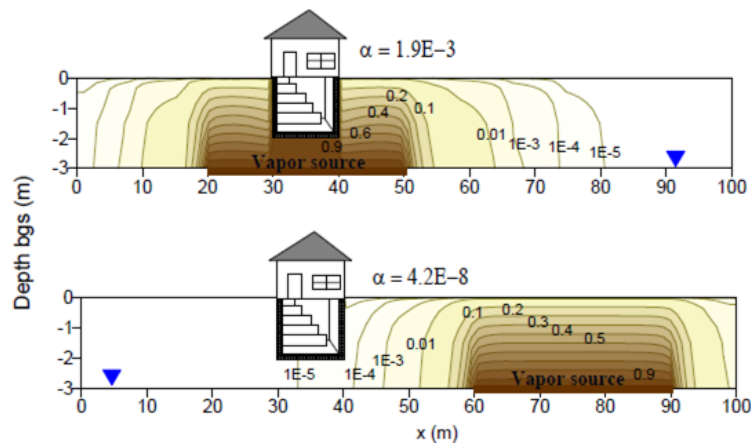


Figure 1.7. Profil de concentration en polluant pour une source positionnée à 3m sous le bâtiment (a) et décalée de 35m (b) [11].

Dans ces configurations, l'atténuation de la concentration intérieure augmente en fonction de la séparation latérale entre la source et le bâtiment [57]. Par exemple, cette atténuation peut aller jusqu'à 8 ordres de grandeur quand la séparation latérale augmente par rapport à une source positionnée au droit du bâtiment qui produit une atténuation de seulement 3 ordres de grandeur (Figure 1.7). L'atténuation est plus importante quand la source est proche de la surface du sol. En effet, les sources peu profondes décalées latéralement du bâtiment favorisent la migration de vapeurs directement vers l'atmosphère, alors que les sources profondes, où le transfert latéral est plus important, génèrent une entrée de polluants plus élevée à l'intérieur des bâtiments.

1.2.3.2 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL

Les propriétés du sol (porosité, perméabilité, coefficient de diffusion, ...) déterminent le comportement des polluants gazeux du sol et leur migration [41], [42], [49], [62]. Les sols sont caractérisés généralement à partir de la valeur de perméabilité à l'air (Figure 1.8) [28], [63].

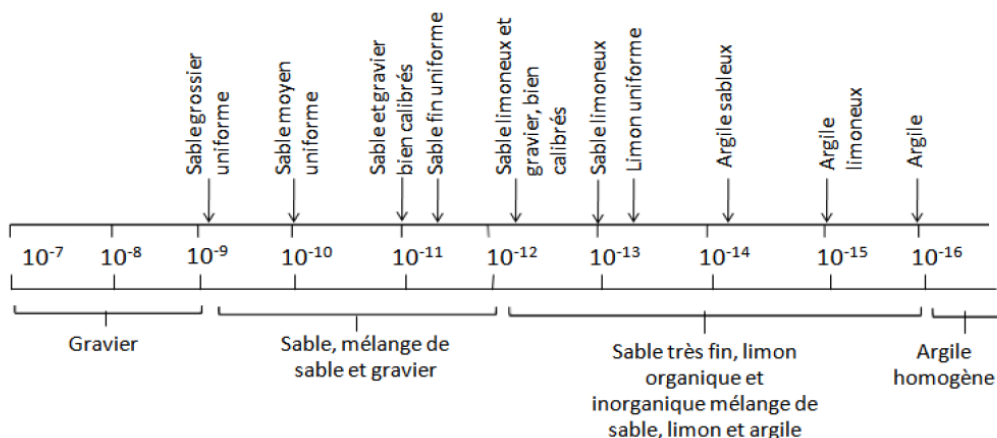


Figure 1.8. Valeurs de la perméabilité à l'air selon les caractéristiques du sol [63].

Les propriétés physiques du sol (porosité, perméabilité, coefficient de diffusion, ...) impactent considérablement le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs [41], [42], [49], [62].

Plusieurs études mettent en évidence l'impact de la variation de la perméabilité du sol sur le transfert de polluants gazeux à l'intérieur des bâtiments [56], [64], [65]. Les sols aux larges grains ont de plus hautes perméabilités en raison de leurs pores plus larges, et donc une résistance plus faible aux frottements des gaz à la surface des grains par rapport aux sols à grains fins [63]. De cette manière, le flux convectif sera favorisé par des valeurs élevées de la perméabilité du sol permettant un transfert plus élevé de polluants vers les espaces intérieurs [27], [56], [66]. En effet, les effets convectifs génèrent un flux d'air provenant la surface du sol qui capte les vapeurs contaminantes et les transporte avec lui dans les environnements intérieurs.

Les vapeurs peuvent migrer différemment en fonction des caractéristiques physiques du sol [42]. Par exemple, pour des valeurs de faible perméabilité ($k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$) le transfert convectif est défavorisé et les vapeurs sont principalement transportées par diffusion. Pour des valeurs plus élevées de la perméabilité du sol ($10^{-12} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$), l'influence de la convection devient plus importante et le transfert est effectué à la fois par des effets convectifs et diffusifs générant un flux de polluant plus élevé. Finalement, les sols très perméables ($k_{sol} > 10^{-10} \text{ m}^2$) vont favoriser les effets convectifs ayant un impact plus important sur le transfert [42]. De plus, les sols sont caractérisés également par le coefficient de diffusion ayant un impact important sur le transfert de polluants gazeux du sol vers le bâtiment [42]. En effet, ce transfert sera favorisé lorsque la valeur du coefficient de diffusion est élevée. Ainsi, l'impact du coefficient de diffusion sur le transfert sera donc plus important quand les effets diffusifs seront prédominants par rapport à la convection ($Pe < 1$) [56].

Cependant, la relation entre la perméabilité à l'air du sol et le coefficient de diffusion n'est pas encore bien définie [48], [67]. Les difficultés pour estimer le coefficient de diffusion des vapeurs à travers les sols sont liées aux caractéristiques des milieux qui déterminent leurs mécanismes de transfert. La teneur en eau, par exemple, affecte à la fois la porosité et le rayon des pores ayant une influence directe sur la valeur du coefficient de diffusion. Selon certains auteurs, cette relation peut être soit linéaire, soit linéaire entre leurs logarithmes [68]. En effet, il a été montré que le flux diffusif augmente avec l'espace de passage d'air dans le sol étant plus important à des perméabilités élevées et des sols plus secs, où la teneur en gaz est plus importante [69]–[73]. Par contre, une perméabilité faible et un contenu d'eau élevé dans le sol, peut diminuer la valeur du coefficient de diffusion du gaz et défavoriser le flux diffusif. Cependant, pour d'autres auteurs, le coefficient de diffusion n'est pas influencé par la perméabilité à l'air du sol [68], [74]. Plus précisément, il est constaté que pour des sols à perméabilité élevée ($k_{sol} > 10^{-13} \text{ m}^2$), le coefficient de diffusion est insensible à la variation de ce paramètre (diffusion de Knudsen est négligeable) [75].

Par ailleurs dans la réalité, le sol est rarement homogène et des hétérogénéités sont souvent rencontrées. Ainsi, les stratifications du sol, les barrières naturelles ou bien les zones pavées en surface vont impacter considérablement le transfert de polluants au regard de la différence des propriétés physiques de chaque milieu. Par exemple, dans la frange capillaire à forte teneur en humidité (pores remplis d'eau), une forte influence sur le gradient de concentration en polluant est attendue par rapport à un sol relativement plus sec (Figure 1.9) [76].

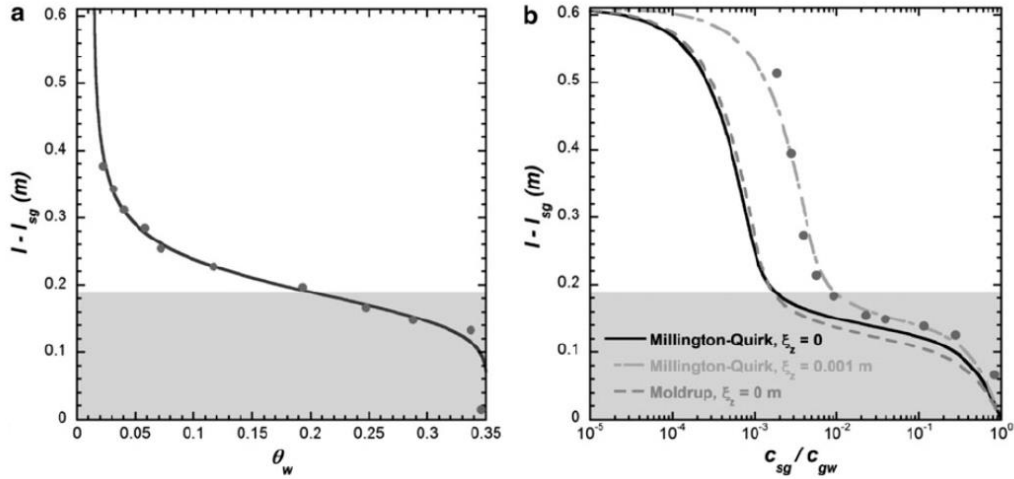


Figure 1.9. Profil d'humidité (a) et de concentration intérieure (b) en fonction de la profondeur dans le sol [76].

En effet, la présence et la disposition de différentes couches de sol affectent non seulement ce transfert, mais également la distribution de pression et ainsi le profil de concentration dans le sol [49]. Particulièrement, les couches les plus proches des fondations influencent majoritairement l'entrée de ces polluants dans le bâtiment [77]. Par exemple, des couches de sol au voisinage des fondations imperméables agissent comme des barrières bloquant le transfert de polluants gazeux du sol vers l'intérieur des bâtiments. Cependant, contrairement aux couches imperméables, les couches de sol à perméabilités élevées proches du bâtiment génèrent des débits d'air plus élevés et conduisent à une entrée de vapeurs plus importante.

1.2.3.3 CARACTÉRISTIQUES DU BÂTIMENT

1.2.3.3.1 TYPOLOGIE DE SOUBASSEMENT

La typologie de soubassement varie d'un bâtiment à l'autre en fonction de sa localisation et/ou de son usage (Figure 1.10). Selon ses caractéristiques, chaque configuration a une réponse différente à la pénétration de polluants gazeux du sol [79].

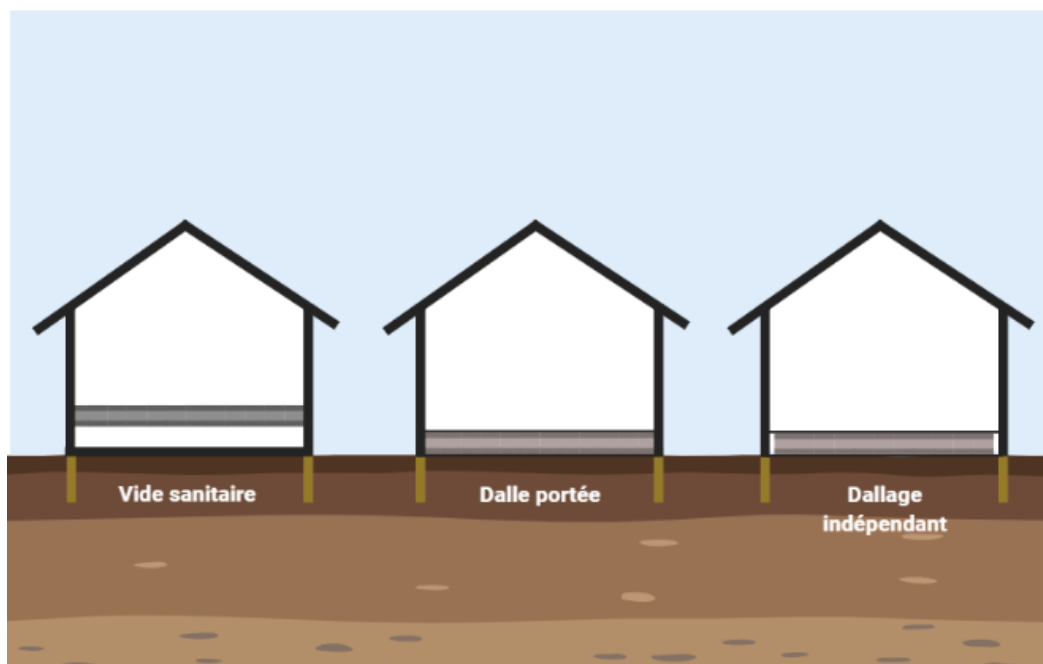


Figure 1.10. Schéma illustratif des différentes configurations de soubassement du bâtiment.

Plusieurs études montrent l'impact de la variation des caractéristiques du soubassement sur le transfert de polluants gazeux du sol [11], [56], [80], [81]. Il a été mis en évidence que la pollution intérieure peut être jusqu'à 3 fois plus élevée en présence d'un soubassement de type dallage indépendant par rapport à une typologie de type dalle portée [41]. En effet, les typologies de soubassement de type dalle portée favorisent la réduction du transfert de polluants gazeux du sol grâce au plancher bas ayant une perméabilité faible agissant comme barrière bloquante à l'entrée de ces vapeurs à l'intérieur du bâtiment. Cependant, la mise en œuvre du dallage indépendant sur terre-plein, et notamment l'existence de la fissure périphérique caractéristique de ce type de construction, rend ce type de fondation plus perméable favorisant ainsi le transfert de vapeurs contaminantes à l'intérieur des bâtiments. À la différence des typologies sur terre-plein, les bâtiments sur un vide sanitaire bénéficient de la dilution des vapeurs provenant du sol grâce au volume d'air du vide sanitaire compris entre le sol et le bâtiment. Cependant, une mauvaise ventilation du vide sanitaire peut générer des concentrations élevées dans ce volume d'air risquant de réduire l'effet de dilution de celui-ci.

1.2.3.3.2 VENTILATION DU BÂTIMENT

La ventilation des bâtiments est destinée à assurer l'aération des espaces intérieurs permettant le renouvellement de l'air contaminé en fonction de la performance du système de ventilation [63]. La dilution de la concentration intérieure en polluant dépend donc des caractéristiques de l'éventuel système de ventilation (ventilation par extraction, ventilation par insufflation, ventilation double flux, ventilation naturelle, ...). La rénovation de l'air, estimée par un taux de renouvellement d'air par heure (vol/h), varie généralement entre 0,1 et 1,0 vol/h pour les bâtiments résidentiels [82]. La ventilation joue un rôle important sur les niveaux de concentration intérieure en polluant mais également sur les niveaux de pression du bâtiment favorisant le transfert de polluants vers le bâtiment [41].

D'autres paramètres peuvent impacter la ventilation des bâtiments [29], [41], [83], [84]. Par exemple, la perméabilité à l'air élevée de l'enveloppe [83] ou la présence du vent [84] peuvent augmenter le taux de renouvellement d'air du bâtiment. De même, il a été montré que les fluctuations de pression atmosphérique affectent le transport de vapeurs contaminantes du sol [29], [85]. Ces fluctuations de pression se produisent généralement sur plusieurs heures et affectent les gradients de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment favorisant le transfert de polluants vers l'intérieur du bâtiment (Figure 1.11).

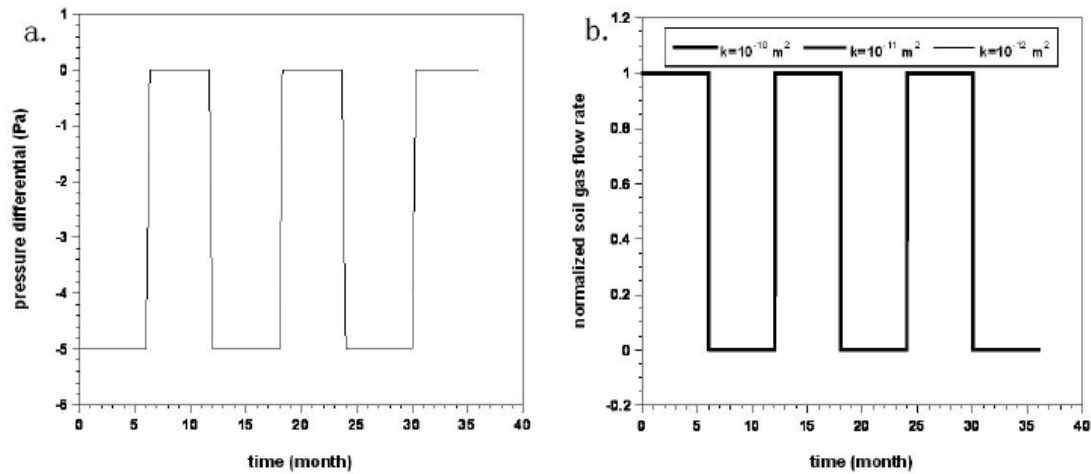


Figure 1.11. Évolution du gradient de pression (a) et du débit d'air en fonction du temps (b) [86].

Le gradient de pression entre un bâtiment et le sol peut également présenter des fluctuations en fonction de l'intensité du vent et des variations de température [51]. L'ouverture et fermeture des portes et fenêtres, l'utilisation de ventilateurs, de hottes à extraction en cuisine, climatiseurs pour fenêtre, entre autres, peuvent également entraîner des modifications épisodiques de différence de pression. De plus, les fluctuations de pression peuvent jouer un rôle plus important dans l'entrée de polluants en particulier dans les cas de zones pavées, en pieds de fondation ou d'autres barrières existant entre l'atmosphère et les chemins préférentiels (fissures, canalisations, ...) [87]. Finalement, l'ensemble de ces conditions vont donc générer des variations temporelles du transfert de polluants gazeux du sol vers le bâtiment.

1.3 OUTILS ET MÉTHODOLOGIES DE CARACTÉRISATION ET D'ÉVALUATION

Le diagnostic et gestion des sites pollués passe d'abord par la caractérisation de l'ensemble d'éléments qui décrivent les situations de pollution (caractéristiques de la source de pollution, propriétés physiques du sol, caractéristiques du bâtiment, ...). Cette caractérisation apparaît avec la nécessité de disposer d'une phase préliminaire d'étude et de réflexion permettant de réaliser un bilan factuel de l'état des milieux, la disposition et les caractéristiques de la pollution ainsi que les modes ou voies d'exposition potentielles sur la base des activités et des usages sur le site d'intérêt (Figure 1.12).

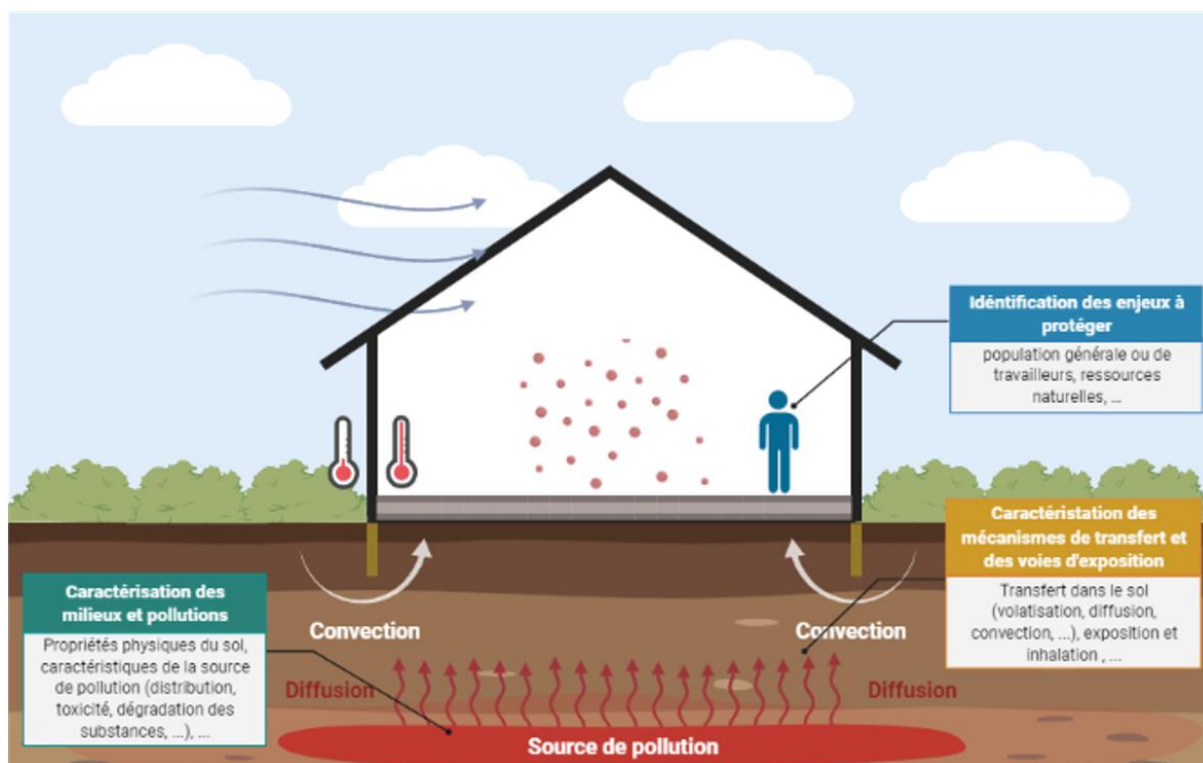


Figure 1.12. Éléments de caractérisation d'un scénario de pollution pour la construction d'un schéma conceptuel.

En fonction des caractéristiques des sites, des schémas conceptuels sont construits permettant de déterminer la relation entre les enjeux à protéger (population générale ou ressources naturelles), les voies de transfert et d'exposition et les pollutions (type de polluant, pollution concentrée ou diffuse, primaire ou secondaire, ...) [15]. Ces outils permettent de réaliser une représentation simplifiée de la réalité du site à partir de la collecte de données existantes (études historiques et documentaires), de la caractérisation des milieux (propriétés du sous-sol, des eaux souterraines et superficielles et des gaz du sol) et de la caractérisation des polluants (toxicité, dégradation, étendu, ...). Le processus étant progressif et itératif, il évolue en fonction des données acquises et des activités envisagées. Ainsi, du schéma préliminaire construit à l'aide des données initiales, le schéma conceptuel évolue au fur et à mesure de l'acquisition des connaissances sur le site [15], [88].

Comme il a été mentionné précédemment, la démarche d'évaluation des risques sanitaires pour la gestion des sites et sols pollués se divise ainsi en 4 étapes [6] : identifier les cibles à protéger, caractériser les sources de pollution et les voies de transferts, déterminer les niveaux de concentration et les niveaux d'exposition et évaluer les risques sanitaires associés. Généralement, une fois que les cibles sont définies, les trois étapes restantes de la démarche sont réalisées en complément. La caractérisation des scénarios de pollution est réalisée à partir de méthodes in-situ permettant de déterminer les zones de pollution, les caractéristiques des milieux et de l'environnement. Ensuite, ces états des milieux issus de la caractérisation des sites pollués sont utilisés comme base pour la modélisation (données d'entrée, conditions aux limites, conditions initiales, ...) permettant ainsi d'estimer le transfert potentiel de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs en fonction des usages, des cibles à protéger et des caractéristiques de la pollution et finalement de déterminer les niveaux de pollution et les risques sanitaires associés.

L'estimation ou l'évaluation du transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs dépendra donc de la précision de la caractérisation du scénario de pollution. Une mauvaise caractérisation peut conduire à une modélisation incorrecte et donc à des conclusions trompeuses. Par contre, une caractérisation précise permettra de dégager les hypothèses dans la construction des schémas conceptuels (ex : distribution spatiale de la source dans

le sol). Les fortes hypothèses formulées par les auteurs, non satisfaites dans la pratique, doivent faire l'objet d'une analyse précise et spécifique. Finalement, l'utilisation de ces méthodes simplifiées devrait être limitée à leur capacité à représenter des scénarios donnés. Par conséquent, la spécification des paramètres décrivant le scénario d'intérêt comme la distribution spatiale et l'emplacement de la source dans le sol, permettra d'améliorer considérablement les estimations de niveaux de concentration et les niveaux d'exposition et ainsi de réaliser une évaluation plus précise des risques sanitaires.

1.3.1 MÉTHODES IN-SITU

Il existe des guides méthodologiques proposant des techniques de mesure qui permettent de définir ou caractériser les situations ou scénarios de pollution et leur environnement. Ces guides se divisent en deux groupes selon l'intérêt de l'étude : caractérisation des pollutions des gaz du sol [89]–[91] et méthodes spécifiques à la problématique du transfert des polluants gazeux du sol vers l'air intérieur [92]–[94]. La phase de caractérisation d'une zone de pollution comprend l'acquisition de toutes les données nécessaires à l'évaluation de la situation de pollution et à l'aide à la gestion (étude d'impact et dégradation du milieu, transfert vers les environnements intérieurs, analyse de risques sanitaires, ...). Ainsi, les objectifs principaux de cette investigation sont : la localisation d'une source sur un site historique, la localisation d'anciennes sources sur un site en activité, la caractérisation d'une source observée (nature des polluants, forme, spéciation), la caractérisation de la toxicité potentielle ou de l'écotoxicité des polluants, la caractérisation du mode de diffusion des polluants dans le milieu, la quantification du stock de polluants présents, la quantification du flux de polluants émis ou pouvant être émis.

En fonction de la connaissance du site et du type d'informations nécessaires, deux approches peuvent être appliquées : une investigation rapide permettant d'estimer les valeurs de pollution représentatives à partir de la mise en place de moyens légers et simples, et une investigation approfondie plus précise avec la mise en œuvre de techniques sur une période plus longue afin de réaliser un suivi de l'évolution des scénarios de pollution dans le site concerné [95]. La première approche est utilisée généralement pour la réalisation d'un diagnostic préliminaire de l'état initial des milieux mais une analyse approfondie est indispensable pour s'assurer l'utilité de l'ensemble des données acquises et pour définir l'ensemble de mesures complémentaires nécessaires lors de la démarche.

Parmi les différentes caractéristiques décrivant les scénarios de pollution (milieux, environnement, usages, ...), les sources de pollution dans le sol, souvent localisées, sont difficiles à caractériser contrairement au panache de vapeurs formé autour de ces sources. La localisation des sources est un objectif difficile à atteindre en raison de sa taille généralement limitée et des fortes hétérogénéités de répartition des polluants dans le sous-sol. Cependant, la caractérisation de ces zones représente un point essentiel car ses caractéristiques (distribution, composition, ...) définissent l'évolution des concentrations dans le sol et le transfert [96].

Il existe des stratégies de caractérisation des pollutions localisées dans le sol à partir de plans de mesures dans le but de déterminer la distribution spatiale de la source dans le sol. Ces stratégies s'ajoutent à la nécessité de mettre en œuvre des protocoles de forage (carottier sous gaine), d'échantillonnage (conditionnement sous kit méthanol), de transport jusqu'au laboratoire (glacière et temps) pour disposer de données de qualité. Elles sont basées sur la réalisation d'un échantillonnage systématique sous forme de grille (triangulaire ou rectangulaire) (Figure 1.13). La qualité de cette grille ou maille dépendra de l'objectif de l'investigation [97]. Elle aura une maille très large pour les investigations préliminaires, et elle sera resserrée pour les investigations approfondies, généralement par échantillonnage à une fraction entière de la maille initiale [98].

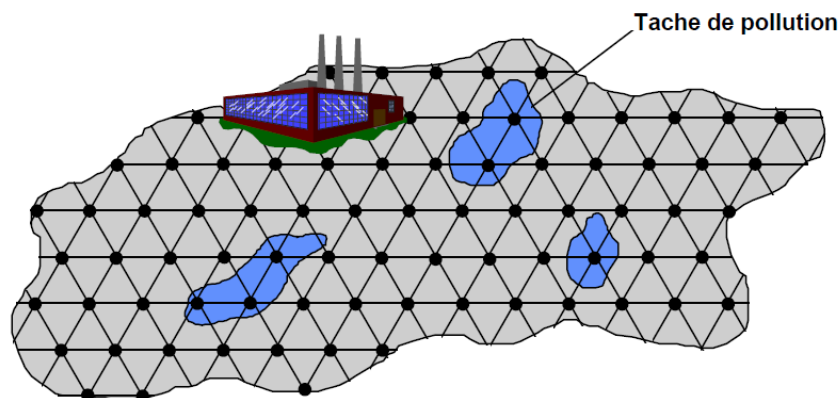


Figure 1.13. Grille d'échantillonnage à maille triangulaire [98].

Plusieurs types de stratégies d'échantillonnage sont généralement utilisés, la majorité sont basées sur une approche statistique classique : échantillonnage aléatoire, échantillonnage aléatoire stratifié, échantillonnage systématique, échantillonnage systématique stratifié, entre autres [95], [97]–[99]. De même, il en existe d'autres basées sur des approches préférentielles ou hypothétiques (sélection subjective d'un échantillonnage a priori) en fonction des résultats d'études historiques du site et/ou des mesures antérieures, privilégiant la prise d'échantillons au sein des zones estimées potentiellement contaminées [98]. Les données disponibles sur l'historique du site servent comme base pour définir le plan d'échantillonnage, et s'assurer que des points de prélèvement soient situés à proximité de des installations susceptibles d'avoir causé une pollution [96]. La profondeur des échantillons peut varier en fonction de la position des points de mesure [98]. Proches des installations industrielles, le prélèvement (des forages ou des fosses) est effectué à différentes profondeurs afin de déterminer l'impact d'une potentielle infiltration ancienne. Cependant, loin des installations, le prélèvement peut se limiter à une ou deux profondeurs [98]. De même, à proximité d'anciennes installations, il est recommandé l'utilisation des outils de plus grand diamètre, permettant de ramener des échantillons de plus grand volume afin d'avoir une meilleure représentativité des échantillons. Par contre, loin des installations, des outils de faible diamètre peuvent être utilisés (plus faible hétérogénéité attendue). Finalement, une fois la source de pollution est localisée, il est nécessaire de réduire la taille du maillage et conduire un échantillonnage à différentes profondeurs sur cette zone.

Il existe également des approches basées plus spécifiquement sur l'utilisation de la géostatistique permettant de réaliser une suivie de la variabilité spatiale des données, contrairement aux méthodes statistiques classiquement utilisés [10], [96]. Cependant, l'utilisation de ce type de méthodes est souvent limitée à la cartographie des zones de pollution. Préalable à la cartographie des zones impactées (approche statistique ou préférentielle) et concernant les caractéristiques du site, il est recommandé également de déterminer le contexte géologique et hydrogéologique afin de pouvoir interpréter la répartition spatiale des polluants [96]. Les différents guides méthodologiques pour la caractérisation de la source de pollution proposent ainsi des prélèvements d'échantillons de sol ou d'eau suivis d'une interpolation spatiale et d'une cartographie permettant d'estimer la distribution spatiale de la zone source [96].

La réalisation au préalable d'un pré-diagnostic permet d'identifier les zones potentielles de localisation de la source [10]. En fonction de la description des transformations, des opérations et des produits utilisés sur site au cours de son histoire, il est possible d'identifier les zones susceptibles de présenter des fortes teneurs en polluant et de mettre en évidence l'existence de voies préférentielles de transfert. De même, dans le cas de détection d'une pollution sous le bâtiment, une caractérisation de l'air intérieur est fortement recommandée afin de déterminer sa contribution à la pollution des environnements intérieurs. Les prélèvements réalisés dans le voisinage du bâtiment ne permettent pas d'avoir plus d'informations sur la source de pollution dans le sol mais de réaliser une première évaluation du transfert potentiel vers le bâtiment [99].

Les mesures des gaz du sol permettent ainsi de cartographier la répartition des concentrations des composants organiques dans les gaz du sol et donc d'identifier les zones à forte concentration. En combinant ces résultats avec les caractéristiques du site (géologie, hydrologie, ...), il est possible de faire une approximation de la dimension et position de la source dans le sol. La démarche générale proposée par les différents guides méthodologiques consiste en [9], [10], [95], [96], [99], [100] : mettre en œuvre les dispositifs de prélèvement des gaz du sol, réaliser un inventaire des ouvrages, des matériaux utilisés et la définition de la profondeur de prélèvement, préparer les prélèvements (temps de mise à l'équilibre, tests d'étanchéité des ouvrages, débit et volume de purge,...), définir les techniques de prélèvement et les protocoles associés (en fonction des besoins) et identifier les paramètres d'influence pour l'interprétation des résultats.

Le guide méthodologique MACAOH (modélisation, atténuation, caractérisation dans les aquifères des composés organo-halogénés) [96] propose une démarche qui comprend une phase de pré-diagnostic (contexte géologique, usage, études de diagnostic historiques, ...) suivie d'une phase de caractérisation de la zone source afin de déterminer la composition du polluant (sondages dans les sols, de prélèvements dans des piézomètres, ou d'échantillons d'eau au droit et à proximité de la zone source) et d'estimer le volume de la zone source [96]. Au vu des fortes hétérogénéités de répartition du polluant et des incertitudes dans le prélèvement et à l'analyse des échantillons de sols, des incertitudes sont associées à la très faible représentativité spatiale de l'échantillon de sol et l'interprétation des concentrations en saturation. En plus des limites intrinsèques de la méthode, comme la non estimation des saturations en phase organique par exemple, il existe également des limitations concernant le volet métrologie (techniques d'échantillonnage innovantes) et aux incertitudes associées à l'interprétation des concentrations mesurées.

D'autres méthodes permettant de caractériser les zones de pollution sont proposées dans la littérature. Par exemple, la méthode géophysique dans le projet Bioxyval [101] qui permet d'optimiser la phase de diagnostic préalable à partir de la mesure de la conductivité électrique et du champ électrique naturel afin de reconstruire le bloc de résistivité et de chargeabilité (relaxation électrique des sols après l'injection d'un courant électrique dont les propriétés sont connues) et ainsi d'avoir une vision globale sur le site permettant de localiser la zone source, le panache de gaz et de définir la biodégradation associée étant des valeurs représentatives de l'état du site. Cependant, il est bien connu que les méthodes géophysiques pour la caractérisation des sites contaminés permettant une vision partielle des phénomènes peuvent présenter des incertitudes sur la caractérisation de la pollution (caractéristiques, position, étendue, ...) et le suivi de l'évolution de celle-ci.

De même, la détection des hydrocarbures pétroliers sous forme de NAPL peut être réalisée à l'aide de la fluorescence ou sonde Geoprobe OIP [102]. Cette méthode permet de mesurer la résistivité électrique en surface et ainsi de faire un lien spatial (vertical et horizontal) entre ce paramètre et la variation d'épaisseur de LNAPL mobile dans les zones à forte concentration (source de pollution). Cependant, il existe des complexités associées aux hétérogénéités des sites tels que des historiques de contaminations inconnues ou bien des limites en fonction du nombre de mesures pouvant élever le coût des investigations.

Récemment, une méthodologie de caractérisation est proposée en utilisant une chambre de flux et une méthode inverse pour déterminer la concentration d'une source équivalente dans le sol [103]. Le principe de définition de cette source est basé sur l'exploitation des mesures dans un caisson expérimental représentatif des conditions intérieures ensuite intégrées dans un modèle analytique d'évaluation de transfert de polluant gazeux venant du sol [56]. À partir des données expérimentales connues comme le débit d'air, la dépression du caisson, la perméabilité du sol, et la concentration intérieure, une concentration est définie par méthode inverse à une profondeur donnée donnant un flux de polluant équivalent dans le caisson [41]. La méthode inverse permet donc de déterminer des couples entre la concentration et la profondeur d'une source de pollution sous une hypothèse de distribution uniforme représentatifs de l'émission de la pollution. Cependant, dans la réalité, cette distribution est, dans la plupart de cas, non-uniforme. Il est donc recommandé d'assumer une profondeur de la source de façon pertinente au regard de la typologie de pollution caractérisée sous le futur bâtiment.

Une autre alternative est la caractérisation de la source de pollution à partir d'une modélisation itérative inverse GLMA [104]. Cette méthode permet la détermination des valeurs initiales de la concentration et les charges

hydrauliques et donc d'estimer la conductivité, la disposition et la position de la source. Finalement, à partir d'une analyse *Python Framework for Environmental Modeling Uncertainty* (PYEMU), il est possible d'identifier la localisation de nouvelles observations à effectuer afin de réduire les incertitudes sur la localisation de la source.

1.3.2 OUTILS DE MODÉLISATION

Les méthodes in-situ permettent de réaliser une caractérisation des scénarios de pollution et de définir l'état des milieux afin d'être utilisées ensuite comme base pour l'évaluation du transfert potentiel de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. Les outils d'aide à la gestion, étant une simplification de la réalité, permettent de réaliser une évaluation de ce transfert potentiel de vapeurs de polluants vers les espaces intérieurs. Ces modèles fournissent non seulement une compréhension théorique mais aussi des estimations quantitatives du transfert potentiel de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. En général, l'intérêt de la modélisation est de prédire les concentrations intérieures en polluant et de fournir une évaluation des risques pour ainsi aider à gérer la situation de pollution en optimisant la mise en œuvre de mesures correctives et/ou préventives pour diminuer l'exposition intérieure de polluants gazeux du sol.

Il existe différents outils de modélisation permettant d'évaluer les risques sanitaires selon différentes situations de pollution [26], [33], [56], [105], [106]. Ce sont soit des modèles analytiques, plus attractifs en matière de facilité et rapidité d'usage et classiquement plus utilisés mais pouvant cependant parfois mal prendre en compte les phénomènes qui sont en jeu [79], soit des modèles numériques, donnant beaucoup plus de précision et de détails mais qui demandent un plus grand effort computationnel et temps de calcul. Malgré l'intérêt des auteurs, les modèles classiques peuvent cependant présenter certaines incertitudes liées à la difficulté de modéliser tous les facteurs environnementaux (géologie, propriétés physico-chimiques des milieux, caractéristiques du bâtiment, ...), caractérisant chaque cas de pollution.

L'utilisation des modèles de transfert dépend ainsi des données d'entrée disponibles sur le site d'intérêt (caractérisation). Le manque de données d'entrée force à la réalisation des hypothèses dans l'évaluation de ce transfert (ex. assumer une distribution homogène de la source de pollution dans le sol). Cependant, une caractérisation précise des scénarios de pollution permettra de dégager ces hypothèses, et donc une modélisation plus robuste est nécessaire afin de mieux s'approcher de la réalité et de réaliser des évaluations des niveaux de concentration et les niveaux d'exposition plus précises [33], [107].

1.3.2.1 SOURCE HOMOGÈNE OU CONTINUE

Le guide développé dans l'étude Fluxobat réalisée en 2013 [10] montre que les modèles d'évaluation du transfert de polluants gazeux du sol vers les bâtiments les plus utilisés en France sont : Johnson et Ettinger [33], Yao et al. [43], Waitz et al. [107] et Bakker et al. [81]. Ces modèles sont basés sur l'hypothèse d'un transfert stationnaire en considérant la source de pollution comme infinie et continue positionnée au droit du bâtiment sur la limite inférieure du domaine (niveau de la zone capillaire). La biodégradation de polluants et l'interaction chimique de polluants avec les différents milieux ne sont pas considérées. L'air intérieur est supposé parfaitement mélangé avec les polluants entrant dans le bâtiment (distribution homogène et uniforme). En première approximation, les variations de l'humidité et de la température dans le sol ne sont pas prises en compte.

1.3.2.1.1 JOHNSON ET ETTINGER, 1991

Johnson et Ettinger [33] ont proposé un modèle unidimensionnel pour l'estimation de la concentration intérieure en polluant. Ce modèle est basé sur le schéma conceptuel présenté par la Figure 1.14.

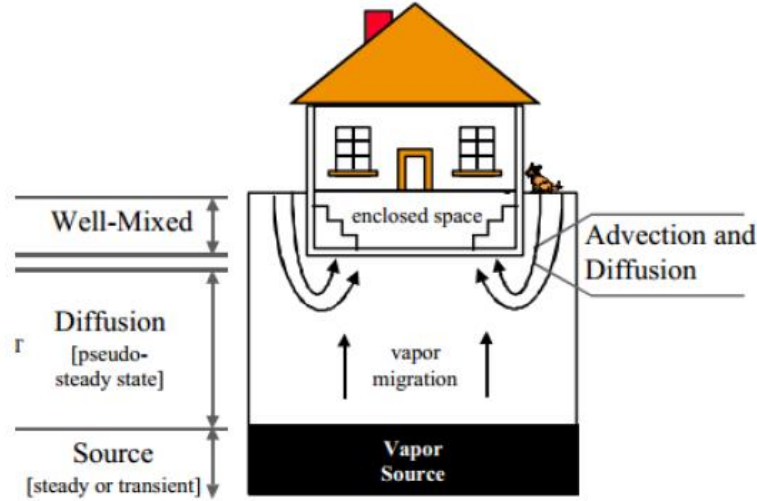


Figure 1.14. Schéma conceptuel du modèle de Johnson et Ettinger [33].

Les auteurs ont considéré que le transfert est conduit uniquement par les effets de la diffusion entre la source polluante et une zone proche des fondations. À proximité des fondations, et à travers la fissure périphérique et la dalle du plancher bas, ils ont considéré que le transfert est régi par une combinaison entre la convection et la diffusion. Finalement, quand les vapeurs atteignent l'intérieur du bâtiment, une distribution homogène de la concentration est supposée.

Les auteurs ont supposé un transfert stationnaire et unidimensionnel en considérant la diffusion comme prédominante dans la zone non-saturée et jusqu'à la région proche des fondations. Ainsi, dans cette zone et jusqu'à une région proche des fondations, le transfert diffusif est décrit par la première loi de Fick (Équation (1.7)).

$$J_d = A_f D_{T,eff} \frac{C_s - C_{sol}}{H} \quad (1.7)$$

Où, J_d est le flux diffusif entre la source de pollution et les fondations du bâtiment, A_f est la surface du plancher bas, C_s la concentration en polluants au niveau de la source, C_{sol} la concentration en polluant dans la zone proches des fondations, $D_{T,eff}$ le coefficient de diffusion effectif global pour toute la zone de diffusion et H la distance entre la source et les fondations du bâtiment.

Un coefficient de diffusion effectif global est défini pour la prise en compte de plusieurs couches de sol i , d'épaisseur L_i , et de coefficient de diffusion effectif $D_{i,eff}$ (Équation (1.8)).

$$\frac{H}{D_{T,eff}} = \sum_{i=1}^n \frac{H}{D_{i,eff}} \quad (1.8)$$

Où, H est la distance entre la source de pollution et les fondations du bâtiment et n le nombre de couches du sol.

Dans les zones proches des fondations, et à travers les fondations (interface sol/bâtiment), le transport est régi par une combinaison entre convection et diffusion. Un modèle basé sur la solution unidimensionnelle de l'équation stationnaire de transport (convection et diffusion) a été proposé. Ce développement est utilisé pour modéliser le transport de substances volatiles à travers un milieu poreux fissuré ayant une vitesse de convection uniforme et constante [33].

Ainsi, le flux total entrant dans le bâtiment est donné par l'Équation (1.9) :

$$J_T = Q_{sol}C_{sol} - \frac{Q_{sol}(C_{sol} - C_{int})}{1 - \exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss})} \quad (1.9)$$

Où, J_T est le flux massique de polluant entrant dans le bâtiment, Q_{sol} le débit volumique d'air du sol dans le bâtiment, C_{int} la concentration de polluant dans le bâtiment, e_{fiss} l'épaisseur de la fissure, D_{fiss} le coefficient de diffusion effectif, et A_{fiss} la section de la fissure.

L'hypothèse relative de l'état stationnaire permet alors de définir le flux allant de la source de pollution jusqu'à la zone proche des fondations égale au flux allant de la zone proche des fondations jusqu'à l'intérieur du bâtiment (Équation (1.10)) :

$$J_d = J_T \quad (1.10)$$

De cette manière, le flux total de polluant peut s'écrire sous la forme (Équation (1.11)) :

$$J_T = \frac{A_f D_{T,eff} \frac{C_s C_{sol}}{H} \left[\exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss}) - \frac{C_{int}}{C_s} \right]}{\frac{A_f D_{T,eff}}{H Q_{sol}} \left[\exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss}) - 1 \right] + \exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss})} \quad (1.11)$$

Le débit d'air volumique, Q_{sol} , est calculé à partir de la relation proposée par Nazaroff [63], où le débit d'air entre dans le bâtiment à travers un cylindre enterré de rayon r correspondant au périmètre du bâtiment. Dans ce modèle, la fissuration du plancher bas est représentée par une fissure périphérique équivalente (Équation (1.12)).

$$r_{eq} = \frac{A_{fiss}}{L_{bât}} = \frac{A_f f_{ouv}}{L_{bât}} \quad (1.12)$$

Où, A_{fiss} est la surface des fissures et ouvertures des fondations, $L_{bât}$ le périmètre du bâtiment, f_{ouv} la fraction surfacique des fissures et ouvertures, et A_f la surface des fondations.

La concentration intérieure dans le bâtiment C_{int} , est définie donc à partir d'un bilan massique stationnaire effectué dans le bâtiment. Ainsi, le flux massique total de polluant est défini comme la relation entre le débit volumique de ventilation du bâtiment et la concentration intérieure en polluant (Équation (1.13)).

$$J_T = Q_{bât} C_{int} \quad (1.13)$$

Où, $Q_{bât}$ est le débit volumique de ventilation du bâtiment (Équation (1.14)).

$$Q_{bât} = V_{bât} R_{bât} \quad (1.14)$$

Où, $V_{bât}$ est le volume du bâtiment et $R_{bât}$ le taux de renouvellement d'air du bâtiment.

Finalement, à partir de l'Équation (1.11) et de l'Équation (1.13), la concentration intérieure peut s'exprimer comme suit (Équation (1.15)) :

$$C_{int} = \frac{\frac{C_s A_f D_{T,eff}}{H Q_{bât}} \left[\exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss}) \right]}{\frac{A_f D_{T,eff}}{H Q_{bât}} \left[\exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss}) - 1 \right] + \exp(Q_{sol}e_{fiss}/D_{fiss}A_{fiss}) + \frac{A_f D_{T,eff}}{H Q_{bât}}} \quad (1.15)$$

Où, C_{int} est la concentration en polluant à l'intérieur du bâtiment.

Finalement, les auteurs ont proposé un indice de la qualité de l'air intérieur pour la gestion de risques sanitaires associés à l'entrée des polluants gazeux du sol dans les bâtiments. Cet indice ou coefficient d'atténuation est défini comme rapport entre la concentration intérieure et la concentration de la source de pollution (Équation (1.16)).

$$\alpha = \frac{\frac{A_f D_{T,eff}}{HQ_{bât}} [\exp(Q_{sol} e_{fiss}/D_{fiss} A_{fiss})]}{\frac{A_f D_{T,eff}}{HQ_{bât}} [\exp(Q_{sol} e_{fiss}/D_{fiss} A_{fiss}) - 1] + \exp(Q_{sol} e_{fiss}/D_{fiss} A_{fiss}) + \frac{A_f D_{T,eff}}{HQ_{bât}}} \quad (1.16)$$

1.3.2.1.2 BAKKER ET AL., 2009

Un modèle unidimensionnel pour l'estimation de la pollution intérieure associée aux polluants gazeux venant du sol et adapté à différentes typologies de soubassement dont le vide sanitaire, le dallage indépendant, la dalle portée et la cave a été proposé [81]. Ce modèle est basé sur le schéma conceptuel présenté par la Figure 1.15.

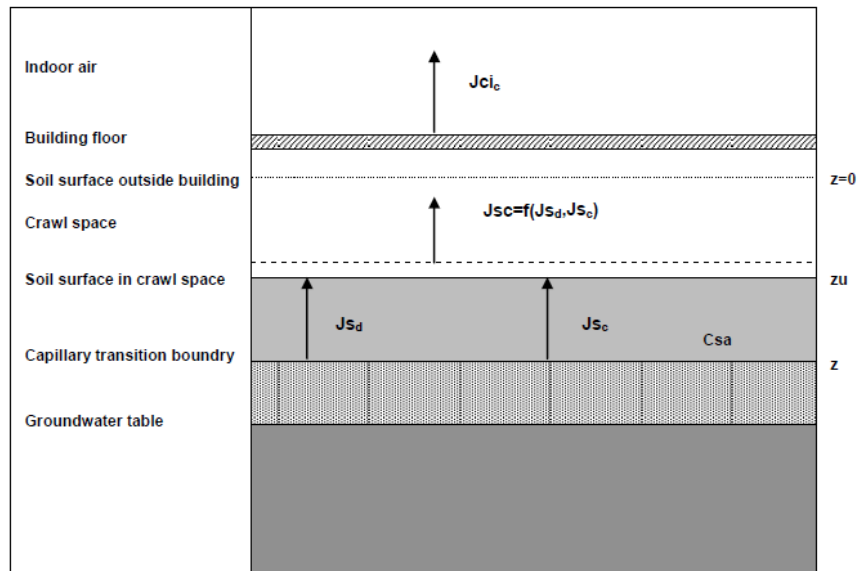


Figure 1.15. Modèle conceptuel pour une typologie de soubassement vide sanitaire [81].

Pour le développement de ce modèle, les auteurs ont considéré que le transfert de polluants entre la source et le bâtiment est régi à la fois par une combinaison entre la convection et la diffusion (pas de zone convective définie). Par conséquent, le transfert de polluant est obtenu par la résolution analytique de l'équation convection-diffusion unidimensionnelle en régime stationnaire. Ainsi, pour un bâtiment sous un vide sanitaire le flux de polluant entrant dans le vide sanitaire est défini comme (Équation (1.17)) :

$$J_{vs,1} = \frac{-Q_{vs} A_{vs} (C_s - C_{vs} \exp(-Q_{sol} H/D_{sol}))}{\exp(-Q_{sol} H/D_{sol}) - 1} \quad (1.17)$$

Où, $J_{vs,1}$ est le flux massique par unité de surface entrant dans le vide sanitaire, Q_{vs} est le débit volumique d'air par unité de surface entrant dans le vide sanitaire (Équation (1.18)), C_s est la concentration en polluant au niveau de la source, C_{vs} est la concentration en polluant dans le vide sanitaire, H est la profondeur de la zone non-saturée et D_{sol} est le coefficient de diffusion effectif du sol.

$$Q_{vs} = k_{sol} \frac{\Delta P}{H} \quad (1.18)$$

Où, k_{sol} est la perméabilité à l'air du sol, H est la profondeur de la source de pollution et ΔP la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur du vide sanitaire (gradient de pression motrice).

La concentration en polluant dans le vide sanitaire est définie ainsi en fonction du flux total entrant de polluant dans le vide sanitaire et le taux de renouvellement d'air (Équation (1.19)).

$$C_{vs} = \frac{J_{vs,1} A_{vs}}{V_{vs} R_{vs}} \quad (1.19)$$

Où, $J_{vs,1}$ est le flux de polluant venant du sol et entrant dans le vide sanitaire, A_{vs} la surface du sol du vide sanitaire, V_{vs} le volume du vide sanitaire, et R_{vs} le taux de ventilation du vide sanitaire.

Ensuite, le flux convectif du vide sanitaire allant vers les espaces intérieurs à travers le plancher bas est donné par l'Équation (1.20).

$$J_{vs,2} = Q_{vs,2} C_{vs} \quad (1.20)$$

Le flux passant au travers de la porosité de la dalle est modélisé par un écoulement laminaire du type Poiseuille dans des tubes cylindriques parallèles (Équation (1.21)).

$$Q_{vs,2} = \frac{f_{ouv}^2 \Delta P_f}{n \pi 8 \mu e_f} \quad (1.21)$$

Où, $Q_{vs,2}$ est le flux traversant le plancher entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment, ΔP_f la différence de pression entre le vide sanitaire et l'intérieur du bâtiment, f_{ouv} la fraction surfacique des fissures et ouvertures et n le nombre d'ouvertures par unité de surface du plancher bas.

Finalement, la concentration en polluant à l'intérieur du bâtiment, déterminée à partir du flux total (Équation (1.20)), peut être exprimée comme (Équation (1.22)) :

$$C_{int} = \frac{J_{vs,2} A_{vs}}{V_{vs} R_{bât}} \quad (1.22)$$

Où, $J_{vs,1}$ est le flux de polluant allant du vide sanitaire à l'intérieur du bâtiment.

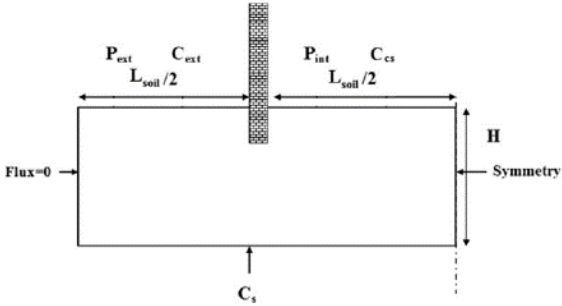
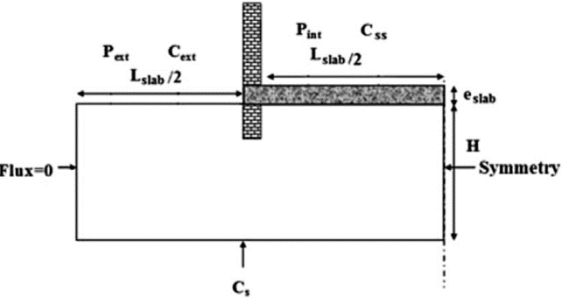
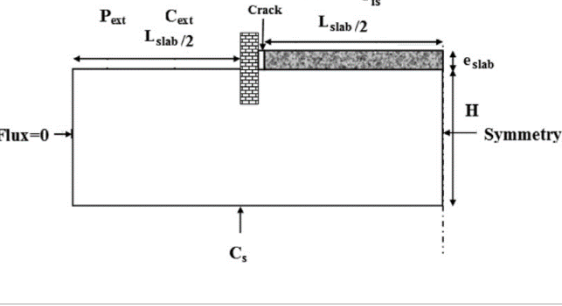
1.3.2.1.3 T. DIALLO, 2013

Les modèles semi-empiriques proposés par Diallo [42] sont obtenus à partir d'une combinaison entre des expériences numériques et des modèles analytiques. Ces modèles estiment le flux de polluant du sol vers le bâtiment, produit principalement par une source polluante d'extension infinie, uniformément répartie sur la limite inférieure du domaine, en tenant en compte du transfert couplé par convection et diffusion pour différents types de soubassement (vide sanitaire, dalle portée et dallage indépendant).

Le transfert est supposé bidimensionnel et stationnaire. La migration de vapeurs vers l'atmosphère est considérée et les polluants sont supposés complètement dilués lorsqu'ils atteignent la surface du sol. À l'interface sol-atmosphère, la concentration de polluants est supposée constante et égale à zéro. Ainsi, le transfert de polluants entre la source de pollution et l'intérieur du bâtiment est régi par l'équation de la continuité et l'équation de convection - diffusion en état stationnaire.

Le Tableau 1.2 présente les différents schémas conceptuels et les conditions aux limites du domaine pour chaque typologie de soubassement.

Tableau 1.2. Domaine d'étude et conditions aux limites des modèles analytiques et semi-empiriques [56].

Typologie de soubassement	Conditions aux limites	
	Pression	Concentration
<u>Vide sanitaire</u> 	Intérieur vide sanitaire : $P_{int} = \text{constante}$ Extérieur du sol : $P_{ext} = 0$ Parois latérales et limite inférieure du domaine : Gradient nul	Intérieur vide sanitaire : $C_{vs} = J_{vs}/R_{vs} V_{vs}$ Extérieure du sol : $C_{ext} = 0$ Parois latérales : Flux nul Limite inférieure du domaine : $C_{source} = \text{constante}$
<u>Dalle portée</u> 	Intérieur bâtiment : $P_{int} = \text{constante}$ Extérieur du sol : $P_{ext} = 0$ Parois latérales et limite inférieure du domaine : Gradient nul	Surface intérieure du sol nu : $C_{int} = J_{dp}/R_{bât} V_{bât}$ Surface extérieure du sol : $C_{ext} = 0$ Parois latérales : Flux nul Limite inférieure du domaine : $C_{source} = \text{constante}$
<u>Dallage indépendant</u> 	Intérieur bâtiment : $P_{int} = \text{constante}$ Extérieur du sol : $P_{ext} = 0$ Parois latérales et limite inférieure du domaine : Gradient nul	Surface intérieure du sol nu : $C_{int} = J_{di}/R_{bât} V_{bât}$ Surface extérieure du sol : $C_{ext} = 0$ Parois latérales : Flux nul Limite inférieure du domaine : $C_{source} = \text{constante}$

Le développement de ces modèles est réalisé à partir de la définition d'un nombre de Péclet global qui décrit le rapport entre la résistance à la convection totale des milieux traversés par les polluants et la résistance à la diffusion de ceux-ci. Ce nombre sans dimension est considéré comme global parce qu'il tient en compte des gradients de concentration dans tout le domaine d'étude. La résistance à la diffusion dépend du coefficient de diffusion et de l'épaisseur des différentes couches du sol traversé par les polluants, tandis que la résistance à la convection dépend du débit d'air entrant dans le bâtiment.

Pour une configuration de dallage indépendant, le nombre de Péclet massique ($Pe = uL_c/D$) est défini comme le rapport entre la résistance à la convection de la dalle et la fissure périphérique et la résistance globale à la diffusion du sol, de la dalle et de la fissure périphérique. La résistance globale à la diffusion est obtenue en supposant que la résistance du sol est en parallèle avec les résistances de la dalle et de la fissure périphérique (Équation (1.23)).

$$Pe_{di} = \frac{\left(\frac{L_{sol}}{D_{sol}} + (A_{dalle} + A_{fiss}) \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right)}{\frac{1}{\left(\frac{Q_{di}}{(A_{dalle} + A_{fiss})} \right)}} \quad (1.23)$$

Le débit d'air volumique entrant dans une configuration dallage indépendant, Q_{di} , est calculé à partir de la relation proposée par Diallo [42].

En considérant que la surface de la fissure est négligeable par rapport à celle de la dalle, cette expression devient (Équation (1.24)).

$$Pe_{di} = Q_{di} \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{dalle}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right) \quad (1.24)$$

Ensuite, à partir d'une série d'expériences numériques, une corrélation pour l'estimation de la concentration intérieure en polluant est proposée en fonction du nombre de Péclet global (Équation (1.25)) [56].

$$C_{int} = C_s (A + B \exp(-0.5(\ln(Pe_{di}/C)/D)^2)) \quad (1.25)$$

Les coefficients A, B, C et D sont variables pour chaque profondeur de la source de pollution. Ces coefficients dépendent de la résistance globale de diffusion du sol, de la dalle et de la fissure périphérique. Pour prendre en compte les variations de ces résistances, un nombre de Biot massique ($Bi = uh_m/D$), défini comme le rapport entre la résistance externe de convection dans le bâtiment et la résistance globale de la diffusion dans le sol, la dalle et la fissure périphérique, est proposé et introduit dans l'expression générale de la concentration intérieure (Équation (1.26)).

$$Bi_{di} = Q_{bât} \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol} A_{dalle}} + \left(\left(\frac{D_{fiss} A_{fiss}}{e_{fiss}} \right) + \left(\frac{D_{dalle} A_{dalle}}{e_{dalle}} \right) \right)^{-1} \right) \quad (1.26)$$

À partir des résultats numériques et un ajustement de courbes, les coefficients A, B, C et D sont définis comme (Équation (1.27)) :

$$\begin{aligned} A &= 3.42 \cdot 10^{-6} + 7.5 \cdot 10^{-4} Bi_{gr} ; B = 3.16 \cdot 10^3 - 1.4 \cdot 10^6 Bi_{gr}^{-1} ; \\ C &= 3.83 + 4.95 \cdot 10^2 Bi_{gr}^{-1} + 2 \cdot 10^4 Bi_{gr}^{-2} ; D = 1.64 + 7.9 Bi_{gr}^{-1} \end{aligned} \quad (1.27)$$

L'influence d'autres paramètres est prise en compte à partir d'une étude de sensibilité numérique. Ainsi, si la concentration intérieure est sensible à un paramètre donné, une analyse adimensionnelle est proposée afin de pouvoir introduire ce paramètre dans la corrélation empirique globale. Par exemple, l'impact de la variation du coefficient de diffusion de la dalle est pris en compte à partir de l'introduction du rapport $k_{di} = D_{dalle}/D_{dalle\ ref}$, ajouté à l'expression de la concentration intérieure (Équation (1.28)) et du nombre de Biot (Équation (1.29)) :

$$C_{\text{int}} = C_s \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle ref}}} \right) \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{\text{gr}}/C)/D \right)^2 \right) \right) \quad (1.28)$$

$$Bi_{\text{gr}} = Q_{\text{bât}} \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle ref}}} \right) \left(\frac{L_{\text{sol}}}{D_{\text{sol}} A_{\text{dalle}}} + \frac{L_{\text{gr}}}{D_{\text{gr}} A_{\text{dalle}}} + \left(\frac{D_{\text{fiss}} A_{\text{fiss}}}{e_{\text{fiss}}} + \frac{D_{\text{dalle}} A_{\text{dalle}}}{e_{\text{dalle}}} \right)^{-1} \right) \quad (1.29)$$

De même, un terme additionnel apparaît afin de prendre en considération la variation du taux de renouvellement d'air de la ventilation du bâtiment en fonction du rapport adimensionnel $Q_{\text{ref}}/Q_{\text{bât}}$ (Équation (1.30)) :

$$C_{\text{int}} = C_s \left(\frac{Q_{\text{ref}}}{Q_{\text{bât}}} \right) \left(\frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle ref}}} \right) \left(0.7 + 0.75 \left(\frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right) \right)^{-1} \left(A + B \exp \left(-0.5 \left(\ln(Pe_{\text{gr}}/C)/D \right)^2 \right) \right) \quad (1.30)$$

Finalement, le flux total en polluant est donné par l'Équation (1.31) :

$$J_{\text{di}} = C_s Q_{\text{ref}} \frac{D_{\text{dalle}}}{D_{\text{dalle ref}}} \left(0.7 + 0.75 \cdot \frac{H}{L_{\text{dalle}}} \right)^{-1} \left(A + B \cdot \exp \left(-0.5 \left(\frac{\ln \left(\frac{Pe_{\text{gr}}}{C} \right)}{D} \right)^2 \right) \right) \quad (1.31)$$

1.3.2.1.4 ANALYSE CRITIQUE DES MODÈLES

Les modèles présentés précédemment peuvent présenter certaines hypothèses limitant leur champ d'application à des situations très précises (Tableau 1.3).

Tableau 1.3. Synthèse des modèles existants – Source continue.

Caractéristique	Similitudes	Différences
J&E [33]	• Transfert stationnaire. • Source infinie et continue positionnée au droit du bâtiment sur la limite inférieure du domaine. • Biodégradation et l'interaction chimique de polluants avec les différents milieux pas considérées. • Air intérieur idéalement mélangé avec les polluants provenant du sol (distribution instantanée et uniforme).	• Transfert unidimensionnel. • Transfert diffusif entre la source et la zone proche des fondations. • Transfert régi par une combinaison entre la convection et la diffusion entre la zone proche des fondations et le bâtiment. • Bâtiment sur dallage indépendant (fissure périphérique considérée comme la seule entrée de polluants).
Bakker et al. [81]		• Transfert unidimensionnel. • Transfert régi par une combinaison entre la convection et la diffusion entre la source et le bâtiment. • Adapté au typologies de soubassement dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire.
Diallo [42]		• Transfert bidimensionnel (prise en compte du transfert de polluants vers l'atmosphère). • Polluants supposés complètement dilués lorsqu'ils atteignent l'atmosphère. • Transfert diffusif entre la source et la zone proche des fondations. • Transfert régi par une combinaison entre la convection et la diffusion entre la zone proche des fondations et le bâtiment. • Adapté au typologies de soubassement dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire.

Ainsi, l'utilisation de ces outils en dehors des conditions d'utilisation peut conduire à des incertitudes dans l'évaluation des niveaux de concentration intérieure en polluant, écartant leurs prédictions de la réalité. Désormais une analyse plus détaillée des hypothèses réalisées par les auteurs :

- Le modèle proposé par Johnson et Ettinger [33], sur la base d'une solution mathématique de l'équation de diffusion (1D) en état stationnaire, décrit le transport des contaminants à partir d'une source uniforme à une certaine distance verticale du bâtiment. Un flux unidimensionnel purement diffusif entre la source de polluant et la zone proche des fondations est supposé. L'évaluation du flux diffusif est faite à partir de la définition d'une longueur de diffusion comprise entre la source et le plancher bas des fondations. L'impact du débit d'air induit par les effets convectifs est pris en considération pour la zone proche des fondations, néanmoins, cette zone ou région proche des fondations n'est pas clairement définie. Seul le transfert vertical ascendant est considéré. Les migrations vers l'atmosphère ou bien à travers la porosité du plancher bas du bâtiment sont négligées. Ce qui peut se traduire par une surestimation de la concentration en polluant à l'intérieur du bâtiment. Une unique configuration de soubassement est modélisée (dallage indépendant), considérant la fissure périphérique caractérisant ces types de constructions, comme la seule voie d'entrée de polluants à l'intérieur du bâtiment. D'autres typologies de soubassement comme la dalle portée ou le vide sanitaire ne sont pas prises en compte. En conclusion, l'application de ce modèle à d'autres situations de pollution ou bien pour des différentes typologies de soubassement peut conduire à des incertitudes dans les résultats.
- Bakker et al. [81] ont proposé un modèle monodimensionnel qui tient compte des effets convectifs et diffusifs. Ce modèle est développé en considérant un transfert couplé convectif-diffusif entre la source et le bâtiment. Cependant, loin des fondations la diffusion est le mécanisme moteur du transfert. La convection, induite par la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment, joue un rôle

important uniquement aux voisinage des fondations du bâtiment. Cependant, considérer un transfert couplé convectif-diffusif tout au long du domaine peut gérer une surestimation du flux polluant entrant dans le bâtiment. Finalement, comme dans le cas précédent, le transport de polluant est considéré comme étant seulement vertical et unidimensionnel, et les migrations vers l'atmosphère ou bien à travers la porosité du plancher bas du bâtiment ne sont pas prises en compte, ce qui peut se traduire par une surestimation de la concentration intérieure en polluant.

- Les modèles semi-empiriques (MSE) proposés par Diallo [42] ont été développés à partir d'une combinaison entre des corrélations empiriques et des modèles analytiques pour un scénario de pollution conventionnel, en considérant une distribution uniforme de la source de pollution sur la limite inférieure du domaine. Ces modèles ont été adaptés à trois types de soubassement dont la dalle portée, le dallage indépendant et le vide sanitaire. Cependant, l'utilisation de ces modèles est limitée par les caractéristiques du scénario de pollution (source homogène et uniforme, positionnée au droit du bâtiment sur la limite intérieure du domaine). De même, ces expressions sont conditionnées par la plage de variation des paramètres utilisés pour la campagne d'expériences numériques réalisée pour leur développement (ex. coefficient de diffusion du sol). Ainsi, l'application de ces modèles en dehors ces limites peut générer des incertitudes dans les estimations des niveaux de concentration intérieure.

L'analyse critique réalisée porte essentiellement sur les hypothèses considérées par les auteurs pour le développement des modèles classiquement utilisés dans l'estimation du transfert potentiel des polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. En effet, les nombreuses hypothèses considérées pour leurs développements telles que la représentation de l'interface sol/bâtiment ou bien un transfert unidimensionnel conditionnent l'application des modèles à des scénarios de pollution très limités. Par conséquent, il paraît donc que ces modèles sont plus adaptés à certains scénarios de pollution plutôt que d'autres, et par exemple, les sources spatialement limitées et décalées de l'axe du bâtiment sont ignorées.

1.3.2.2 SOURCE LATÉRALE

Au vu des hypothèses des modèles classiques, il paraît que ceux-ci sont plus adaptés à certaines typologies de pollution des sols plus que d'autres (ex. pollution dissoute dans la nappe phréatique). En effet, ces modèles se basent sur l'hypothèse d'une source continue au droit du bâtiment. Ainsi, ces approches s'avèrent particulièrement pertinentes quand la source est sous l'empreinte du bâtiment (résiduelle adsorbée ou par phase organique dans la zone non-saturée) ou bien quand la source est dissoute dans la nappe phréatique. En réalité, la distribution de la source de pollution n'est généralement pas uniforme, à l'exception de certaines zones localisées, et l'application des modèles classiques à ce type de scénarios n'est pas cohérente avec les hypothèses considérées pour leur développement [43], [60].

L'application de ces modèles à d'autres typologies de pollution (ex : source de pollution en dehors de l'empreinte du bâtiment) est à considérer avec précaution car les limites d'application de ces modèles sont atteintes (en dehors des hypothèses de développement des modèles). Les situations ou scénarios de pollution peuvent également correspondre à un mixte de différents schémas conceptuels pouvant complexifier la modélisation. Ainsi, plus la modélisation de cette situation s'approche de la réalité, plus l'évaluation sera pertinente.

Certaines études [26], [57], [59], [60], [108] ont montré que négliger les gradients latéraux quand la source primaire de pollution n'est pas localisée au droit du bâtiment pourrait expliquer les incertitudes présentées par les modèles classiques. En effet, lorsque la source est éloignée latéralement du bâtiment et peu profonde, les vapeurs vont migrer principalement vers le haut, vers l'atmosphère et pas vers le bâtiment, générant une augmentation de l'atténuation de vapeurs plus importante [57]. Par contre, des sources profondes, qui sont décalées latéralement du bâtiment, peuvent favoriser la migration de ces contaminants à l'intérieur du bâtiment grâce aux gradients latéraux générés dans le sol.

L'enjeu des scénarios de pollution générés par des sources ponctuelles décalées latéralement du bâtiment reste peu abordé, et seulement quelques études s'adressent à ce sujet [26], [57], [59], [60], [108]. Ces modèles sont également développés sur une hypothèse de transfert stationnaire. La source pollution est considérée homogène et positionnée en dehors de l'emprise du bâtiment et dans une première approche, le sol considéré homogène et

isotrope. Lowell et Eklund [59] ont utilisé une approche mathématique pour décrire un transfert latéral purement diffusif. Malgré son intérêt, ce modèle ne tient pas compte des caractéristiques du bâtiment. Yao et al. [109], à partir d'une transformation du plan de travail, ont déterminé une expression pour estimer la concentration intérieure en fonction de la position de la source dans le sol mais qui est indépendante des caractéristiques physiques du sol et du bâtiment. Verginelli et al. [108] ont proposé un modèle unidimensionnel qui tient compte des réactions chimiques des polluants. Néanmoins, il a été trouvé que les modèles unidimensionnels ne sont pas adaptés pour décrire le transfert latéral [106].

1.3.2.2.1 LOWELL ET EKLUND, 2004

Un modèle analytique a été proposé par Lowell et Eklund en 2004 [59] à partir d'une approche mathématique pour l'étude du transfert diffusif de vapeurs contaminantes en présence d'une source latérale. Les auteurs ont considéré comme scénario de base pour le développement de ce modèle une source latérale positionnée à une profondeur H ($y = 0$), d'extension infinie dans le plan z (direction z négligeable) et décalée latéralement dans le plan x (position initiale $x = 0$) (Figure 1.16).

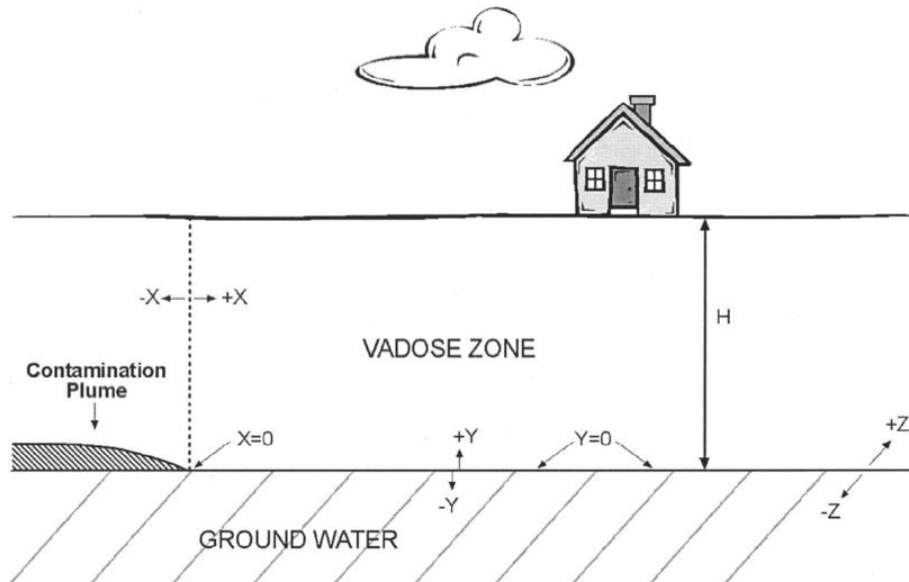


Figure 1.16. Modèle conceptuel du scénario d'étude [59].

Ce modèle est basé sur une hypothèse d'un transfert bidimensionnel. Le transfert de vapeurs contaminantes est décrit par l'équation de diffusion (gaz non-réactif et non-absorbant) en état stationnaire (Équation (1.32)).

$$D_e \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right) = 0 \quad (1.32)$$

La solution générale de l'Équation (1.32) est trouvée à partir de certaines conditions aux limites ;

- Une condition de type Neumann ($D_e \frac{\partial c(x,0)}{\partial y} = 0$) sur la limite inférieure du domaine d'étude ;
- La concentration en polluant à la surface du sol est supposée égale à la concentration en polluant dans l'atmosphère considérée nulle ($c(x, H) = 0$) ;
- La source de pollution est représentée à partir d'un gradient linéaire décroissant de concentration en fonction de la profondeur de la source ($c(0, y) = c_0(H - y)$), appliquée à la limite latérale $x = 0$;
- La concentration dans les zones éloignées de la source est considérée nulle ($\lim c(x, y) = 0$ si $x \rightarrow \infty$).

Une transformation adimensionnelle des coordonnées (position de la source) et de la concentration de la source est proposée afin de pouvoir exprimer le flux sous une forme adimensionnelle (Équation (1.33) - Équation (1.35)) :

$$\zeta = \frac{y}{H} \quad (1.33)$$

$$\eta = x/H \quad (1.34)$$

$$\chi = c/c_0 \quad (1.35)$$

Où, ζ est la profondeur adimensionnelle, η est la séparation latérale adimensionnelle et χ est la concentration adimensionnelle. Ces expressions adimensionnelles permettent de récrire l'Équation (1.32) et les conditions aux limites sous leurs formes adimensionnelles suivantes (Équation (1.36) - Équation (1.40)) :

$$\frac{\partial^2 \chi}{\partial \eta^2} + \frac{\partial^2 \chi}{\partial \zeta^2} = 0 \quad (1.36)$$

$$\frac{\partial \chi(\eta, 0)}{\partial \zeta} = 0 \quad (1.37)$$

$$\chi(\eta, 1) = 0 \quad (1.38)$$

$$\chi(0, \zeta) = (1 - \zeta) \quad (1.39)$$

$$\varphi(\eta) = -\frac{\partial \chi(\eta, 1)}{\partial \zeta} \quad (1.40)$$

Où, $\chi(\eta, 0)$ est la concentration adimensionnelle à $y = 0$, $\chi(0, \zeta)$ est la concentration latérale adimensionnelle à $x = 0$, $\chi(\eta, 1)$ est la concentration adimensionnelle à la surface du sol et $\varphi(\eta)$ est le flux vertical adimensionnel pour $\eta > 0$.

De cette manière, la solution de l'Équation (1.36) est trouvée à partir d'une méthode de séparation de variables (Équation (1.41)) :

$$\chi(\eta, \zeta) = \sum_{n=1}^{\infty} b_n e^{-\lambda_n \eta} \cos \lambda_n \zeta \quad (1.41)$$

La condition à la limite supérieure (Équation (1.38)) est satisfaite quand $\cos \lambda_n = 0$. Ainsi, $\lambda_n = (2n - 1)\pi/2$, étant valable également pour la condition de flux nul (Équation (1.37)).

La condition à la limite correspondant au gradient de concentration linéaire est satisfaite par une décomposition en série de Fourier de l'Équation (1.41) comme décrit par l'Équation (1.42).

$$b_n = 2 \int_0^1 (1 - \zeta) \cos \lambda_n \zeta d\zeta = \frac{2}{\lambda_n^2} \quad (1.42)$$

Finalement, la concentration adimensionnelle est décrite par l'Équation (1.43).

$$\chi(\eta, \zeta) = 2 \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{\lambda_n^2} e^{-\lambda_n \eta} \cos \lambda_n \zeta \quad (1.43)$$

1.3.2.2.2 YAO ET AL., 2013 / YAO ET AL., 2015

Un modèle semi-empirique a été proposé par Yao et al. [109], à partir de la combinaison entre une approche mathématique (cartographie de Schwarz-Christoffel) et un modèle numérique CFD. Ce modèle est basé sur le schéma conceptuel illustré par la Figure 1.17. Un scénario de pollution avec une source de pollution (GF) positionnée à une profondeur d_s et décalée horizontalement du bâtiment d'une distance d_h . Dans cette configuration, le bâtiment est représenté par les lignes BC et CD (dallage indépendant), où le point C correspondant à la fissure périphérique caractérisant ce type de soubassement (seule point d'entrée de polluants). De même, la surface du sol (interface sol/atmosphère) est représentée par la droite AB et l'extension de la nappe phréatique est modélisée par la ligne EG.

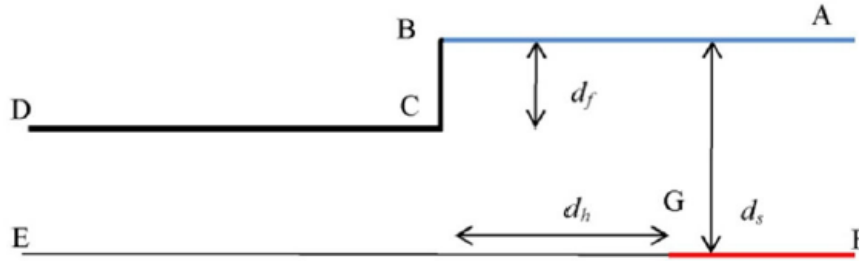


Figure 1.17. Modèle conceptuel du scénario d'étude [60].

Cette approche est basée sur un transfert bidimensionnel sans considérer les effets de la biodégradation. La fissure périphérique (typologie de soubassement de type dallage indépendant) est supposée comme la seule entrée de ces polluants (dalle du plancher bas des fondations imperméable). L'équation de Laplace (Équation (1.44)) est utilisée pour décrire le profil de concentration des vapeurs contaminantes dans le sol.

$$\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} = 0 \quad (1.44)$$

Où, c est la concentration de polluant dans le sol, x est la coordonnée horizontale et y est la coordonnée verticale du domaine.

Le modèle a été créé à partir du schéma conceptuel illustré par la Figure 1.18a. en considérant les conditions aux limites suivantes :

- La source de pollution (GF) est supposée de concentration constante et infinie ($C_s = 1$) ;
- Aucun transfert n'est considéré vers la nappe phréatique (EG) ni à travers les fondations (DC et CB), à l'exception du point C (fissure périphérique) ;
- La concentration en polluant à la surface du sol est supposée égale à la concentration en polluant dans l'atmosphère considérée nulle ($c = 0$).

Une transformation du plan supérieur du domaine correspondant à la configuration du bâtiment et l'interface sol/atmosphère (lignes DC, CB et BA), par une méthode de cartographie de Schwarz-Christoffel [110], a été réalisée afin de retrouver un problème unidimensionnel (Figure 1.18).

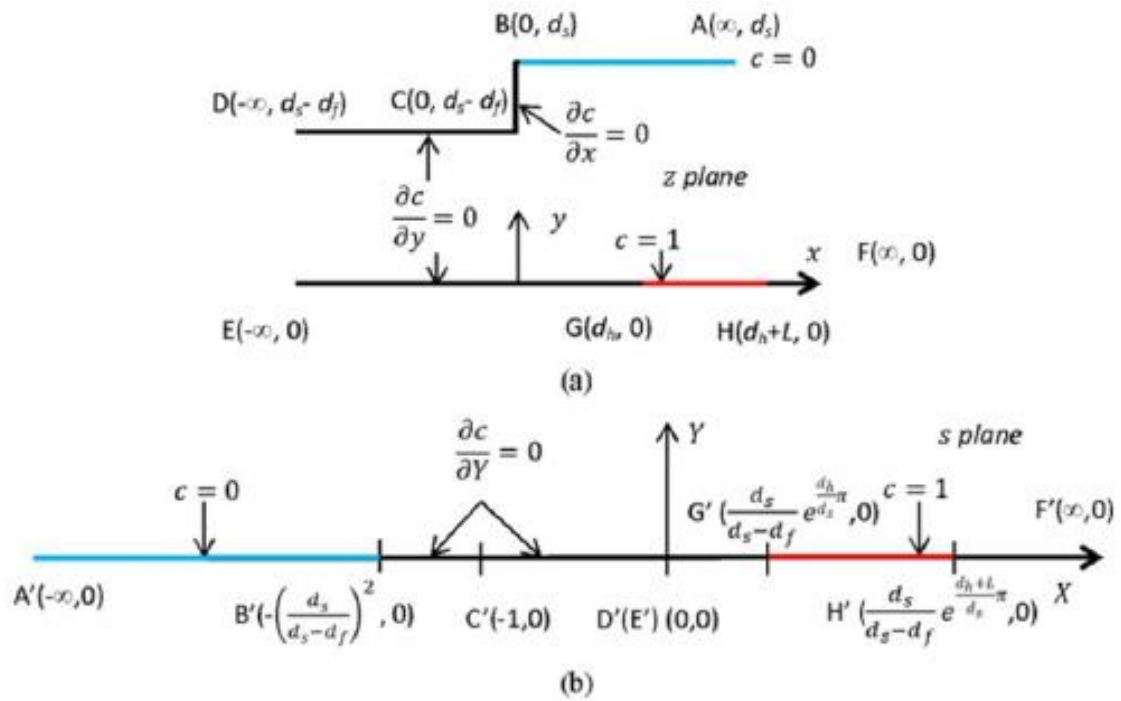


Figure 1.18. Transformation spatiale d'un scénario de pollution avec une source décalée latéralement du bâtiment. (a) modèle initial ; (b) modèle transformé [60].

A partir de cette nouvelle cartographie de Schwarz-Christoffel (Figure 1.18b), une nouvelle expression de l'équation de transfert est obtenue (Équation (1.45)).

$$\frac{dz}{ds} + \frac{C_1(s+1)^{0.5}}{s(s+a)^{0.5}} \quad (1.45)$$

Où, a est le coordonnée x dans le plan s et C_1 est une constante.

La solution générale de cette expression est trouvée par une méthode de séparation de variables (Équation (1.46)).

$$z = C_1 \ln \left(\frac{1 + \sqrt{\frac{s+1}{s+a}}}{1 - \sqrt{\frac{s+1}{s+a}}} \right) + \frac{C_1}{\sqrt{a}} \ln \left(\frac{-1 + \sqrt{\frac{a(s+1)}{s+a}}}{1 + \sqrt{\frac{a(s+1)}{s+a}}} \right) + C_2 \quad (1.46)$$

où, C_2 est une constante.

À partir des caractéristiques du scénario modélisé (conditions aux limites), les valeurs constantes sont définies selon les équations suivantes : (Équation (1.47) – Équation (1.49)).

$$C_1 = \frac{d_s}{\pi} \quad (1.47)$$

$$C_2 = \frac{d_s - d_f}{d_s} \quad (1.48)$$

$$a = \frac{d_s}{d_s - d_f} \quad (1.49)$$

En supposant une distribution de la concentration linéaire sur B'G' dans le plan s ($c = 1 - y$) [106], la concentration s'écrit alors (Équation (1.50)) :

$$C \left[-\frac{d_s}{d_s - d_f} < X < \frac{d_s}{d_s - d_f} e^{\left(\frac{d_h}{d_s}\right)\pi}, 0 \right] \approx \arccos \left[-2 \frac{X - \frac{d_s}{d_s - d_f} e^{\left(\frac{d_h}{d_s}\right)\pi}}{\frac{d_s}{d_s - d_f} e^{\left(\frac{d_h}{d_s}\right)\pi} + \frac{d_s}{d_s - d_f}} - 1 \right] \quad (1.50)$$

Ainsi, au point C[-1,0], la concentration peut s'écrire (Équation (1.51) – Équation (1.52)) :

$$C[-1,0] \approx \arccos \left[-2 \frac{1 - \frac{d_s}{d_s - d_f} e^{\left(\frac{d_h}{d_s}\right)\pi}}{\frac{d_s}{d_s - d_f} e^{\left(\frac{d_h}{d_s}\right)\pi} + \frac{d_s}{d_s - d_f}} - 1 \right] \quad (1.51)$$

$$C[-1,0] \approx \sqrt{\frac{d_f}{d_s}} e^{-\left(\frac{d_h}{2d_s}\right)\pi} \quad (1.52)$$

Cette expression permet d'évaluer la variation de la concentration de polluants en fonction de la profondeur de la source (d_s), la profondeur de la fondation (d_f) et la distance latérale entre la source et le bâtiment (d_h).

Finalement, l'Équation (1.52) est corrigée, à partir d'une campagne de simulations numériques (COMSOL Multiphysics), afin d'obtenir une meilleure estimation de la concentration moyenne dans la fissure (point C) (Équation (1.53)).

$$\left(\frac{C_{fiss}}{C_s} \right)_{average} \approx \frac{1}{2} \sqrt{\frac{d_f}{d_s}} e^{-\left(\frac{d_h}{2d_s}\right)\pi} \quad (1.53)$$

Où, $\frac{C_{fiss}}{C_s}$ est la concentration normalisée dans la fissure. Cette expression est composée par l'atténuation de la concentration de la source durant le transport vertical, $\sqrt{\frac{d_f}{d_s}}$, et l'atténuation de la concentration de la source durant le transport horizontal, $\exp\left(-\frac{\pi d_h}{2d_s}\right)$.

1.3.2.2.3 VERGINELLI ET AL., 2016

Un modèle analytique a été développé pour l'évaluation de la concentration en polluants aux environnements intérieurs [108]. Pour ce faire, une étude du transfert de polluants gazeux d'une source d'hydrocarbures positionnée à une distance verticale L du bâtiment, et décalée latéralement d'une distance x a été réalisée (Figure 1.19). Le transfert de vapeurs contaminants est influencé par la biodégradation caractérisant ce type de polluant pour lequel les réactions chimiques se produisent uniquement dans la zone aérobie (définie comme la distance comprise entre $L_a < z < L$).

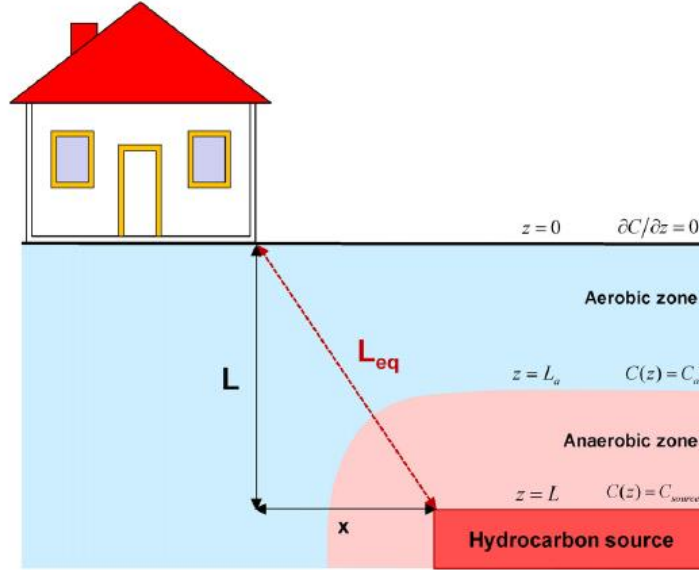


Figure 1.19. Modèle conceptuel du scénario étudié [108].

Les auteurs ont considéré un transfert unidimensionnel en prenant compte des effets de la biodégradation dans la zone anaérobie. Par conséquent, le transfert des vapeurs d'hydrocarbures est fait en deux parties. D'abord, dans la zone anaérobie ($O_2 > O_2^{\min}$) le transport de ces vapeurs est décrit par l'équation de diffusion en état stationnaire en présence d'une bio-atténuation (Équation (1.54)). Ensuite, dans la zone aérobie ($O_2 \leq O_2^{\min}$) où le transfert est modélisé par l'équation de diffusion en régime stationnaire (Équation (1.55)) sans bio-atténuation.

$$D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{\lambda \theta}{H} c = 0 \quad \text{for } 0 < z < L_a \quad (1.54)$$

$$D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = 0 \quad \text{for } L_a < z < L \quad (1.55)$$

Où c est la concentration d'hydrocarbures dans la phase gazeuse du sol, λ la constante du taux de biodégradation de premier ordre dans la phase aqueuse, θ la porosité remplie d'eau du sol, H la constante adimensionnelle de la loi de Henry et D_e le coefficient de diffusion de vapeur effective dans le milieu poreux.

Certaines conditions aux limites ont été considérées pour la résolution des équations de transfert (Équation (1.54) – Équation (1.55)) (Figure 1.19) :

- Les auteurs considèrent que les réactions se produisent uniquement dans la zone aérobie.
- La concentration de la source, supposée constante, est modélisée par une concentration C_s , imposée à la limite $z = L$.
- À l'interface $z = L_a$, la concentration est représentée par la valeur C_a .
- Le flux de polluant vers l'atmosphère n'est pas considéré, ainsi une condition de flux nul ($\frac{\partial c}{\partial z} = 0$) est supposé à $z = 0$.

À partir des conditions aux limites caractérisant ce scénario de pollution, la solution analytique des équations de transfert s'écrit comme (Équation (1.56) – Équation (1.57)) :

$$c(z) = c_a \cdot \frac{\cosh(kz)}{\cosh(kL_a)} \quad \text{for } 0 < z < L_a \quad (1.56)$$

$$c(z) = c_a + \frac{c_a - c_a}{L - L_a} \cdot (z - L_a) \quad \text{for } L_a < z < L \quad (1.57)$$

Ainsi, la concentration à la surface du sol ($z = L$), c_{int} , peut s'écrire comme (Équation (1.58)) :

$$c_{\text{int}} = \frac{c_a}{\cosh(kL_a)} \quad (1.58)$$

L'expression de la concentration à l'interface ($z = L_a$) est trouvée en égalisant les deux solutions analytiques (Équation (1.59)) :

$$c_a = \frac{c_s}{1 + k \cdot \tanh(kL_a) (L - L_a)} \quad (1.59)$$

Finalement, l'expression de la concentration à la surface du sol dévient (Équation (1.60)) :

$$c_{\text{int}} = \frac{c_s}{\cosh(kL_a) (1 + k \cdot \tanh(kL_a) (L - L_a))} \quad (1.60)$$

Pour des valeurs du taux de biodégradation typique d'hydrocarbures ($\lambda > 0.05 \text{ h}^{-1}$), $\tanh(kL_a) \approx 1$ et $\cosh(kL_a) \approx \exp(-k \cdot L_a) / 2$. Par conséquent, les expressions pour les concentrations à la surface du sol et à l'interface ($z = L_a$) deviennent finalement (Équation (1.61) – Équation (1.62)) :

$$c_a = \frac{c_s}{1 + k(L - L_a)} \quad (1.61)$$

$$c_{\text{int}} = C_s \frac{2 \cdot \exp(-kL_a)}{1 + k(L_{\text{eq}} - L_a)} \quad (1.62)$$

De cette manière, la concentration à la surface du sol ($z = 0$), s'écrit comme (Équation (1.63)) :

$$C_{\text{int}}(x) \approx C_s \frac{2 \cdot \exp(-k \cdot L_{a,\text{eq}})}{1 + k(L_{\text{eq}} - L_{a,\text{eq}})} \quad (1.63)$$

Une distance équivalente de transfert est définie afin de prendre en considération la séparation latérale entre la source de pollution et le bâtiment. Cette distance L_{eq} , s'écrit comme une approche géométrique (Équation (1.64)) :

$$L_{\text{eq}}(h) = \sqrt{L^2 + x^2} \quad (1.64)$$

Où, x est la distance latérale entre la source et le bâtiment et L la profondeur de la source dans le sol.

En fonction de cette distance équivalente (Équation (1.64)), une longueur de diffusion ($L_{a,\text{eq}}$) est introduite. Elle est définie comme (Équation (1.65)) :

$$L_{a,eq}(x) = \frac{\sqrt{L^2 + x^2} + \frac{1}{n} \sum \frac{1}{k_i}}{1 + \varphi} \quad (1.65)$$

Pour des cas où le transfert est considéré prédominant dans la phase non-saturée, l'expression de la longueur de diffusion équivalente devient (Équation (1.66)) :

$$L_{a,eq}^* \approx \frac{1}{k} \ln(2 \cdot \frac{C_s}{C_{int}^*}) \quad (1.66)$$

Une distance d'atténuation des vapeurs est définie en considérant le polluant comme dilué dans le sol avant d'aller aux environnements intérieurs du bâtiment (Équation (1.67)).

$$L_{a,eq}^* \approx \frac{1}{k} \ln(2 \cdot \frac{C_s}{C_{int}^*}) \quad (1.67)$$

1.3.2.2.4 ANALYSE CRITIQUE DES MODÈLES

Malgré la capacité de ces modèles de tenir compte de la latéralité de la source, ils peuvent présenter des hypothèses limitant leur champ d'application à des scénarios de pollution simplifiés (Tableau 1.4).

Tableau 1.4. Synthèse des modèles existants – Source latérale.

Caractéristique	Similitudes	Différences
Lowel et Eklund [59]	- Transfert stationnaire. - Source de pollution homogène et positionnée en dehors de l'emprise du bâtiment.	- Transfert bidimensionnel. - Transfert uniquement diffusif. - Présence du bâtiment non-considérée (transfert dans le sol).
Yao et al. [109]		- Transfert bidimensionnel. - Transfert diffusif entre la source et la zone proche des fondations. - Transfert régi par une combinaison entre la convection et la diffusion entre la zone proche des fondations et le bâtiment. - Bâtiment sur dallage indépendant (fissure périphérique considérée comme la seule entrée de polluants).
Verginelli et al. [108]		- Transfert unidimensionnel. - Transfert diffusif et prise en compte des effets de la biodégradation dans la zone anaérobie. - Présence du bâtiment non-considérée (transfert dans le sol).

Désormais, une analyse critique des modèles existants qui prennent en compte l'impact de la séparation latérale source/bâtiment est proposée afin de mieux comprendre les limites des modèles proposés dans le but de dégager les voies d'amélioration :

- Lowell et Eklund en 2004 [59] ont proposé un modèle sur la base d'une solution analytique de l'équation de diffusion en état stationnaire. Cependant, l'absence de prise en compte de la présence du bâtiment, et par conséquent, des paramètres associés (typologie de soubassement, dépression, taux de renouvellement d'air, perméabilité à l'air de l'enveloppe, ...), ne permet pas une évaluation du transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. Ainsi, cette approche sera donc plus adaptée pour évaluer un

transfert potentiel dans le sol uniquement. Basé sur l'équation de diffusion bidimensionnelle (biodégradation et absorption non-considérées), ce modèle suppose un profil linéaire décroissant de la concentration en fonction de la profondeur de la source, conditionnant la représentativité de la zone source.

- Le modèle proposé par Yao et al. [109] est basé sur la solution mathématique de l'équation de diffusion à partir d'une méthode de transformation du plan de travail. La concentration est estimée sur un seul point dans les fondations, représentatif d'une fissure périphérique, considérée comme la seule entrée des vapeurs contaminantes (dalle imperméable). Ainsi, d'autres typologies comme la dalle portée ou bien le vide sanitaire ne sont pas considérés. Cette solution analytique est couplée dans un deuxième temps avec un facteur empirique issu d'une campagne d'expériences numériques afin de tenir en compte des caractéristiques physiques du scénario de pollution, telles que les caractéristiques du bâtiment (dépression, volume, taux de renouvellement d'air, ...) et les propriétés physiques du sol (perméabilité, porosité, ...). Ce modèle dit semi-empirique est donc limité aux caractéristiques et valeurs d'entrée utilisées pour la campagne de modélisation numérique pour la définition de ce coefficient empirique. Finalement, l'application de ce modèle pour des scénarios de pollution avec caractéristiques et valeurs d'entrée différentes va générer des incertitudes dans les prédictions.
- Verginelli et al. [108] ont proposé un modèle analytique à partir de la solution mathématique de l'équation de diffusion tenant compte de deux zones de transfert : aérobie et anaérobie. Puisque le modèle suppose une longueur diffusive égale pour l'oxygène et le polluant, il n'est pas adapté aux hétérogénéités du sol, chemins préférentiels du transport, barrières hydrogéologiques ou surfaces imperméables dans la surface du sol. Par conséquent, ce modèle est limité par la réaction entre le contaminant et l'oxygène (biodégradation) à l'interface entre les zones anaérobie et aérobie. La solution proposée est basée sur une hypothèse d'un transfert unidimensionnel en considérant une distance équivalente entre la source latérale et le bâtiment. Cependant, il a été mis en évidence que les approches unidirectionnelles ne sont pas adaptées aux scénarios de pollution en présence d'une source latérale [109]. En effet, les modèles unidimensionnels, où seul un transport vertical est considéré, peuvent négliger les transferts dans les autres directions, conduisant à des estimations non réalistes et donc des incertitudes dans les estimations. La non prise en compte des effets convectifs sur le transfert de polluants va limiter également l'utilisation de ce modèle quand le transfert soit fortement influencé par la convection.

Plusieurs hypothèses sont considérées dans le développement des modèles analytiques du transfert de polluants gazeux qui tiennent compte de la latéralité de la source. Par exemple, la non prise en compte de la convection, de l'interface sol/bâtiment ou des différents paramètres physiques des milieux, conduisent à des incertitudes dans leurs estimations et conditionnent l'utilisation de ces modèles à des situations très limitées.

1.3.3 PRISE EN COMPTE DE L'ENVIRONNEMENT BÂTIMENT

La modélisation du transfert de polluants gazeux du sol jusqu'à l'intérieur du bâtiment est souvent réalisée à partir de l'hypothèse d'un mélange instantané et des valeurs représentatives des situations moyennes du taux de renouvellement d'air et de dépression du bâtiment. Cependant, dans la réalité, les niveaux de concentration varient en fonction de la variabilité temporelle du transfert et de la ventilation du bâtiment [10].

Les modèles de transfert constituent un premier niveau d'interprétation permettant de réaliser une première interprétation du transfert potentiel de polluant vers les espaces intérieurs. À ce stade, l'application de ce type de modélisation n'a pas pour objectif d'estimer les niveaux d'exposition dans l'air intérieur mais de réaliser une évaluation qualitative de l'impact de la pollution du milieu souterrain sur l'air intérieur. Il permettra donc d'établir le premier schéma conceptuel du site (voies de transfert et d'exposition).

La modélisation du transfert va varier donc en fonction du niveau de précision requis. Ce sont des modèles « intégrés » ou « intégraux » permettant de réaliser un transfert simultané dans le sol, au travers des fondations du bâtiment et dans les espaces intérieurs [33], [107], ou bien des modèles à « couplage faible » entre un modèle de transfert (sol et fondations) et un modèle aéraulique afin de tenir compte de l'environnement bâtiment. Le choix

du type de modélisation est fait sur la base des objectifs de l'étude en lien avec les caractéristiques de chaque modèle [10]. Par exemple, pour réaliser une estimation potentielle du transfert qui servira comme schéma conceptuel initial du site et permettant de définir le niveau d'approfondissement requis en termes de mesures, une modélisation intégrée est largement suffisante. Par contre, une modélisation à « couplage faible » va permettre de réaliser une étude plus précise de l'évolution des niveaux de concentration intérieur au cours du temps en fonction des conditions environnementales et de l'aérodynamique du bâtiment.

1.3.3.1 MÉTHODES DE MODÉLISATION

Les modèles de transfert peuvent être inadaptés pour réaliser une évaluation réaliste des niveaux de concentration intérieure et d'exposition. Il est donc souvent recommandé, pour des environnements intérieurs complexes et des usages particuliers, une modélisation spécifique permettant de tenir compte de la variation temporelle ou spatiale des concentrations en polluant dans l'air intérieur. Les méthodes de modélisation des espaces intérieurs se divisent en 3 groupes : modélisation nodale, modélisation par la mécanique des fluides numériques (*Computational Fluid Dynamics*, CFD) et modélisation intermédiaire (zonale).

1.3.3.1.1 MODÉLISATION NODALE

La modélisation de la ventilation d'un bâtiment et de la qualité d'air intérieur en utilisant une approche nodale permet d'évaluer les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur d'un bâtiment ainsi qu'entre les différentes pièces de ce dernier au cours du temps. Cette modélisation est réalisée à partir d'un bilan massique pour calculer le champ de pression hydrostatique sur la hauteur d'un bâtiment et d'en déduire les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur via les défauts d'étanchéité du bâtiment et les différents composants des systèmes de ventilation, ainsi que les renouvellements d'air de chaque pièce à chaque pas de temps.

Il s'agit d'une modélisation pouvant être instationnaire, où le pas de temps est choisi en fonction de l'objectif et varie généralement de quelques minutes à des heures ou des jours. Pour le transport des polluants gazeux, il s'agit d'une approche convective globale par pièce (diffusion négligée) et un mélange homogène par pièces (valeur moyenne des variables). Cette modélisation permet de calculer des valeurs moyennes par pièce de concentration en polluant à partir de la représentation du bâtiment comme étant un ensemble de zones parfaitement et instantanément mélangées et de faire une analyse sur les performances de systèmes de ventilation et leur impact sur la qualité d'air intérieur [111].

Il existe deux types de modélisation nodale : monozone (un seul champ de pression hydrostatique dans le bâtiment puis reconstitution des différents volumes) et multizone (un champ de pression hydrostatique par pièce). La modélisation monozone réalise une évaluation du renouvellement d'air sur l'ensemble du bâtiment, souvent limitée par l'existence des hétérogénéités importantes entre les différentes pièces du bâtiment ou si une information plus locale est demandée. Ainsi, ces modèles ne permettent pas une représentation détaillée des transferts de masse et de chaleur entre les différentes zones d'un bâtiment, d'où le développement d'outils nodaux multizones. D'autre part, dans la modélisation multizone, le bâtiment est divisé en différentes zones où chaque zone correspond à une pièce ou plusieurs pièces soumises à des conditions similaires. Les valeurs des paramètres variables sont calculées en moyenne par pièce. Cette modélisation permet donc de prendre en compte la répartition non uniforme des températures et des échanges d'air des différentes pièces d'un bâtiment.

La phénoménologie introduite dans ces modèles peut être plus ou moins sophistiquée et par conséquent la précision des résultats dépend du niveau de précision requis. Les phénomènes de diffusion ne sont pas pris en compte limitant les résultats à des valeurs moyennes spatiales par pièce. Cette hypothèse reste valable pour des volumes relativement petits (résidentiel, bureau, ...) mais peut atteindre ses limites en présence de grands volumes ou dans le cas de sources de pollutions très ponctuelles.

1.3.3.1.2 MODÉLISATION PAR LA MÉCANIQUE DES FLUIDES NUMÉRIQUES (CFD)

La modélisation de champs ou CFD permet d'étudier avec plus de précision les écoulements internes du bâtiment par rapport aux approches nodales. Ce type de modélisation est plus flexible et permet de réaliser une description plus détaillée de la distribution spatiale et temporelle des grandeurs physiques de l'écoulement (vitesse d'air,

température, concentrations en espèces polluantes, ...). L'utilisation de ces derniers est recommandée pour l'évaluation des situations avec de fortes hétérogénéités de températures, concentrations en polluant ou vitesses d'air afin de pouvoir conduire une étude plus détaillée des phénoménologies considérées [10]. Ainsi, une étude réussie nécessite donc la connaissance précise et la mise en œuvre des conditions limites du domaine de calcul.

La mise en place de calculs instationnaires est difficile en raison de la complexité supplémentaire et du temps de calcul. Cette approche permet d'étudier les écoulements instationnaires tridimensionnels mais demande un effort de calcul important et des temps de modélisation très élevés. La réalisation de calculs stationnaires sur l'ensemble du bâtiment est, par contre, délicate et sa précision est associée à la qualité du maillage mais permet de donner un premier niveau d'information sur la qualité de l'air intérieur. De même, sur la base d'un champ thermo-aérodynamique stationnaire, il est possible d'étudier certaines situations instationnaires pour déterminer le transfert de polluants gazeux dans les différentes pièces. Cependant, l'utilisation de cette approche est souvent limitée à une seule pièce d'un bâtiment compte tenu des capacités et temps de calcul nécessaires à la résolution des équations.

1.3.3.1.3 MODÉLISATION INTERMÉDIAIRE

Ce type de modélisation correspond à un niveau intermédiaire entre le modèle CFD et le modèle nodal. La plus connue pour une application au cas du bâtiment est la méthode zonale. Mais, d'autres approches comme la CFD-grossière (*Coarse-grid CFD*) ou la FFD (*Fast Fluid Dynamics*) ont été également explorées [112]–[114]. L'approche zonale a été développée dans le but de réduire les temps de calcul de l'approche CFD tout en accédant à une information quant à la distribution de l'écoulement d'air, de la température et de la concentration en polluants à l'intérieur d'une pièce voire d'un bâtiment [115]–[121]. Le principe consiste, sur un volume considéré, de découper ce dernier en plusieurs sous-volumes (généralement une dizaine) et de résoudre dans ces sous-volumes les équations de conservation de la masse et de l'énergie. Les sous-volumes sont préalablement définis en fonction de la phénoménologie du problème (zone de panache thermique, zone de soufflage d'air, zone pariétale, zone morte, ...). Ces modèles permettent d'étudier des hétérogénéités dans un volume donné. Ils nécessitent donc d'une bonne connaissance des conditions limites du domaine et des phénoménologies. Cette approche s'est montrée capable de prédire raisonnablement bien la convection naturelle, la ventilation croisée et la convection mixte générée par le chauffage de l'espace intérieur. Cependant, cette approche montre certaines limites pour estimer l'écoulement uniquement induit par les forces d'inertie comme par exemple des jets d'air sortant de bouches de soufflage dans les bâtiments tertiaires.

1.3.3.2 COUPLAGE MODÈLES DE TRANSFERT – CODES DE VENTILATION

Les modèles de transfert sont utilisés généralement à des fins prospectives et non descriptives dans la mesure où le transfert de polluants gazeux du sol dépend essentiellement des caractéristiques du site. Ils sont généralement utilisés quand peu d'information est disponible, générant souvent des écarts importants de plusieurs ordres de grandeur avec les mesures réalisées de la concentration dans l'air intérieur et limitant leur usage qu'à des fins de discrimination des situations problématiques [10].

Cependant, pour des études plus précises de l'estimation de l'évolution temporelle des niveaux de concentration intérieure, des approches à « couplage faible » sont souvent utilisées. Ces approches permettent de réaliser des études détaillées sur la variation du débit d'air, la pression, la température et la distribution des contaminants à l'intérieur du bâtiment [122]. En effet, contrairement aux modèles CFD demandant un effort de calcul important les modèles multizones, sont plus rapides et permettent d'estimer valeurs moyennes des niveaux de pression et de concentration en polluant ainsi que les flux d'air entre les différentes zones du bâtiment.

Le méthode à « couplage faible » a été utilisé par plusieurs auteurs dans la littérature pour la réalisation d'études de l'évolution des niveaux de concentration en fonction des conditions météorologique et de l'aérodynamique du bâtiment [42], [122]–[125]. Plusieurs logiciels multizones ont été développés dans le but de modéliser avec précision les environnements intérieurs [126]–[129]. CONTAM [126] et COMIS [127] sont les deux codes de ventilation multizones les plus populaires. Ces outils permettent de réaliser des analyses des niveaux de concentration intérieure en polluant et de la ventilation et de déterminer l'infiltration, exfiltration et flux d'air dans les différentes zones et les niveaux de concentration en polluant (dispersion en suspension dans l'air, réactions

chimiques, adsorption sur les matériaux de construction, ...) afin d'estimer les niveaux d'exposition pour l'évaluation des risques sanitaires.

1.3.3.2.1 M. ABDELOUHAB, 2012

Cette étude a été réalisée sur la base du modèle thermo-aéraulique multizone développé par Koffi [111]. Ce modèle a été construit à partir de l'outil numérique SIMBAD (SIMulator of building And Devices) [130]. Il se compose d'une bibliothèque de composants aérauliques et des systèmes de ventilation pour la simulation et l'analyse des stratégies de ventilation du bâtiment. SIMBAD a été développé dans l'environnement Matlab/Simulink pour la réalisation d'études de conception et gestion des systèmes de ventilation dans les bâtiments.

Dans le but de tenir compte du transfert de polluants gazeux du sol un composant supplémentaire a été intégré dans le code permettant donc de modéliser une source de pollution de vapeurs contaminants provenant du sol et d'étudier la dispersion des polluants gazeux du sol dans les environnements intérieurs des bâtiments. La concentration intérieure est donc définie en fonction des caractéristiques du sol et du bâtiment (perméabilité du sol, profondeur des fondations, taille du bâtiment, ...). Cette intégration a été réalisée dans un premier temps pour le radon. Les phénomènes de diffusion et de sorption/désorption par les parois n'ont pas été pris en considération par l'auteur. De plus, uniquement les polluants provenant du sol ont été considérés et la décroissance du radon dans le sol a également été négligée.

La concentration en polluant dans chaque zone du bâtiment est déterminée à partir d'un bilan de concentration partielle au niveau de chaque zone (Équation (1.68)).

$$\frac{dm_i}{dt} = S_i + \sum \sum (1 - \eta_{jik}) m_{jik} \frac{C_j}{\rho_j} - \sum \sum (m_{jik} - k_i) \frac{C_i}{\rho_i} \quad (1.68)$$

Avec S_i le flux de polluant entrant dans zone i .

Ce modèle permet également de calculer le débit d'air entrant dans le bâtiment en fonction des différentes typologies de soubassement grâce aux expressions proposées par Abdelouhab [123], les débits à travers les différentes perméabilités, le taux de renouvellement d'air et les niveaux de pression dans chaque zone.

Finalement, ce modèle a été utilisé pour réaliser une étude de l'impact des différentes typologies de soubassement (vide sanitaire, dalle portée et dallage indépendant) sur l'entrée de polluants gazeux du sol (Figure 1.20).

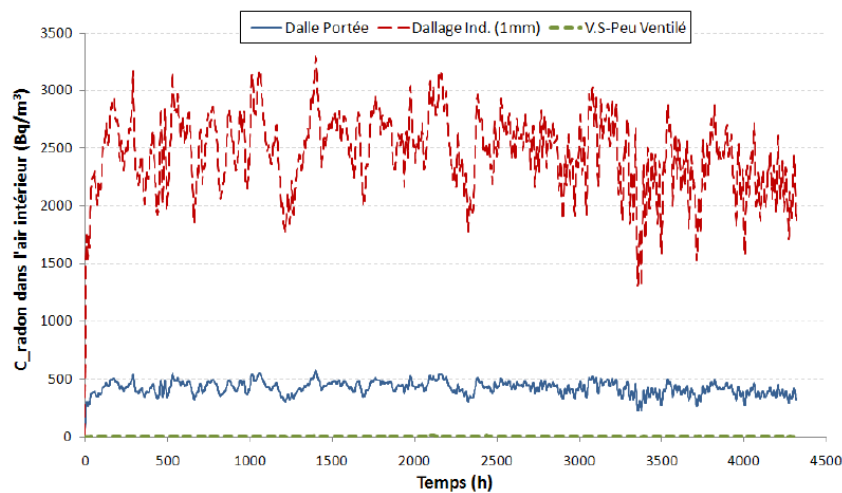


Figure 1.20. Évolution temporelle de la concentration intérieure de radon pour trois typologies de soubassement dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire ($k_{sol} = 10^{-10} \text{ m}^2$ et $k_{dalle} = 10^{-12} \text{ m}^2$) [123].

De même, une étude supplémentaire a été réalisée en fonction des caractéristiques du bâtiment (perméabilité de la dalle, taille de la fissure périphérique, niveau de ventilation du vide sanitaire, ...). Il a été montré que le débit d'air entrant dans le bâtiment et la concentration intérieure en radon varient considérablement en fonction du tirage thermique et de la vitesse du vent. Ces résultats sont illustratifs et permettent de mettre en évidence l'intérêt du couplage entre les modèles de transfert et les codes de ventilation dans le but de réaliser des études sur l'évolution temporelle de la concentration intérieure en polluant.

1.3.3.2.2 T. DIALLO, 2013

Les modèles semi-empiriques proposés par Diallo [42] ont été intégrés dans le code de ventilation développé par Koffi [111] dans l'environnement Matlab/Simulink afin de tenir compte du flux de polluant du sol entrant dans le bâtiment. Comme il a été mentionné précédemment, ce modèle est multizone et tient compte du transfert combiné de chaleur et de masse dans le bâtiment. La résolution du système aéraulique est réalisée en considérant le bâtiment et les différents composants de ventilation séparément. D'une part, le bâtiment est donc composé de son enveloppe, des liaisons aérauliques internes, des nœuds de pression et de températures. D'une autre part, les composants de ventilation (conduits, ventilateurs, échangeurs de chaleur, filtres, ...), faisant partie de l'aéraulique du bâtiment. La séparation de ces deux parties permet de construire le modèle à partir d'une série de blocs. Finalement, les différentes parties sont couplés via les nœuds de pression dans les conduits par la méthode « oignon » décrit par Hensen [131].

Le flux de polluant est modélisé comme un terme source dans l'équation de conservation de la masse (Équation (1.69)).

$$\frac{dm_i}{dt} = J + \sum \sum (1 - \eta_{jik}) m_{jik} \frac{C_j}{\rho_j} - \sum \sum (m_{jik} - k_i) \frac{C_i}{\rho_i} \quad (1.69)$$

Avec J le flux de polluant entrant dans le bâtiment.

Cette approche a été utilisée pour la réalisation d'une étude comparative de l'évolution de la concentration intérieure en polluant pour différentes typologies de soubassement (Figure 1.21).

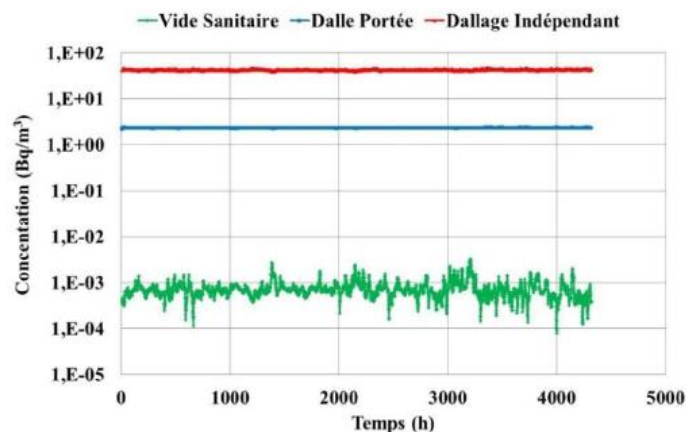


Figure 1.21. Évolution temporelle de la concentration intérieure pour différentes typologies de soubassement [42].

Par ailleurs, l'intégration des modèles semi-empiriques a servi également pour le dimensionnement d'un système de dépressurisation du sol (SDS) dans le but d'augmenter la performance de ce type de systèmes [42]. Une étude de l'impact de la météorologie sur le fonctionnement du SDS naturel a été réalisée pour trois conditions climatiques différentes. Les résultats ont confirmé que la performance du SDS naturel dépend fortement des caractéristiques de la zone de localisation du bâtiment (conditions météorologiques comme le vent et le tirage thermique). De même, une analyse de l'influence de l'impact des systèmes de ventilation sur le fonctionnement du SDS naturel a

été réalisée en fonction de quatre systèmes de ventilation (ventilation naturelle, ventilation mécanique par extraction, ventilation mécanique par insufflation et ventilation mécanique double flux). Les résultats ont montré que l'efficacité du SDS naturel dépend considérablement des caractéristiques de aérauliques du bâtiment influencées considérablement par les caractéristiques aérauliques du bâtiment et les conditions météorologiques [42].

1.3.3.2.3 SHIRAZI ET AL., 2019

Récemment, Shirazi et al. [122] ont proposé un couplage entre le outil CFD COMSOL Multiphysics (transfert de polluants gazeux sol-bâtiment), le logiciel CFD0 (flux d'air atmosphérique autour du bâtiment) et le modèle aéraulique multizone CONTAM (environnements intérieurs) afin de prédire les niveaux de concentration intérieure en polluant en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques aérauliques du bâtiment.

La concentration intérieure en polluant est déterminée à partir de l'équation de la conservation de la masse dans chaque zone (Équation (1.70)).

$$\sum F_{j \rightarrow i} C_j^\alpha - \sum F_{i \rightarrow j} C_i^\alpha + G_i^\alpha - R_i^\alpha = 0 \quad (1.70)$$

Avec C_i^α la concentration de polluant i dans la zone α , $F_{j \rightarrow i}$ le flux de polluant allant de la zone j à la zone i , G_i^α l'entrée de polluant et R_i^α la sortie de polluant.

Le flux de polluant provenant du sol est déterminé par COMSOL Multyphysics à partir de la résolution du couplage entre l'équation de transport et l'équation de continuité des gaz du sol. Ce flux correspond ainsi à la valeur de G_i^α de l'Équation (1.70). Le flux de polluant donné par le modèle de transfert est donc pris comme valeur d'entrée par le couple CFD0-CONTAM [125]. Finalement, le taux de renouvellement d'air et la condition de pression du bâtiment, avant définis par l'utilisateur dans le modèle de transfert, sont déterminés ainsi en fonction des conditions météorologiques, des caractéristiques du bâtiment et le comportement des occupants (Figure 1.22).

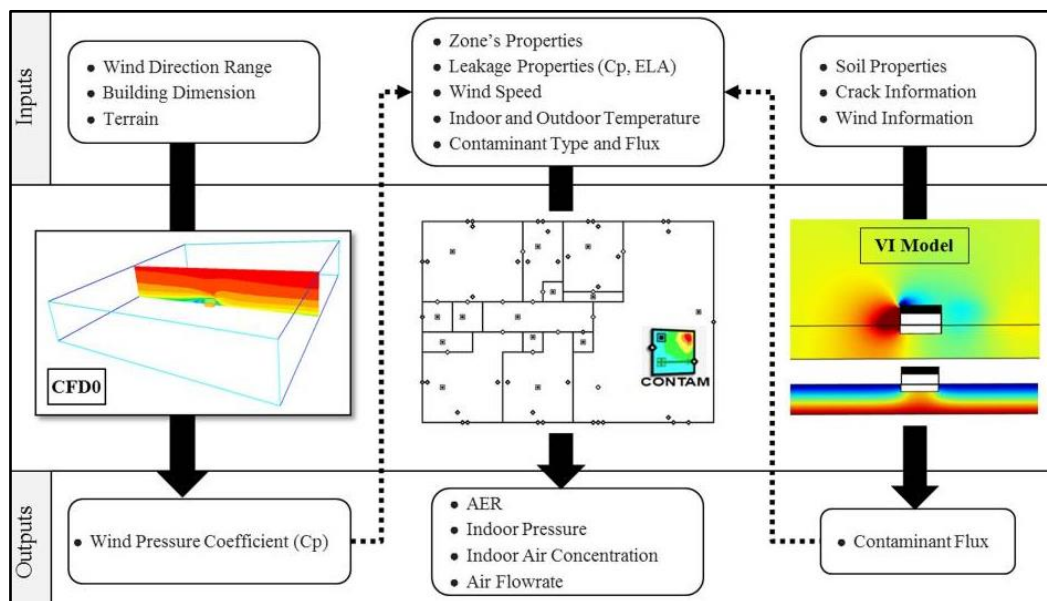


Figure 1.22. Combinaison d'un modèle de transfert CFD avec un modèle de ventilation multizone pour l'analyse de l'évolution des niveaux de concentration intérieure en polluant [122].

À partir de ce couplage, une analyse de l'impact des conditions météorologique sur les niveaux de concentration intérieure a été réalisée (Figure 1.23).

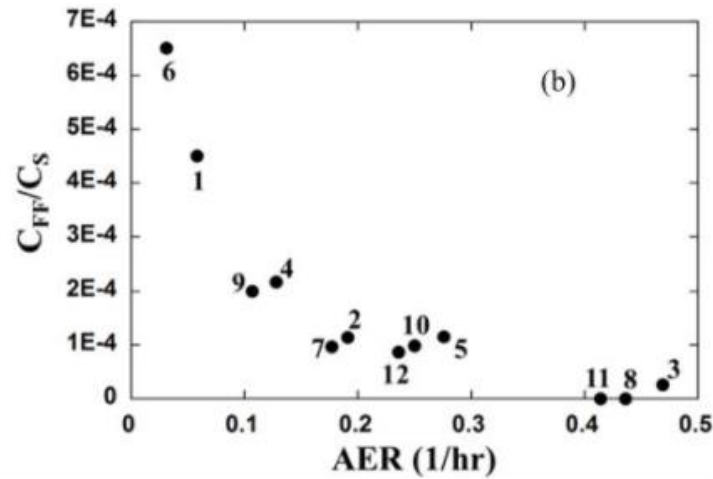


Figure 1.23. Évolution temporelle de la concentration intérieure adimensionnelle au premier étage (c_{ff}/c_s) en fonction du taux de renouvellement d'air du bâtiment (AER) pour différentes conditions météorologiques (1-12) [125].

L'influence de la magnitude et vitesse du vent et de la température est comprise dans la valeur du taux de renouvellement d'air du bâtiment. Il a été mis en évidence que le vent autour du bâtiment et le débit d'air provenant du sol peuvent diminuer la concentration intérieure en polluant. Parmi l'ensemble de scénarios modélisés, le scénario 11 ($\Delta T = 0$, direction du vent = 0° et vitesse du vent = 10 m/s) présente la valeur de surpression la plus élevée et donc les niveaux de concentration intérieure les plus faibles. En effet, les valeurs du taux de renouvellement d'air les plus élevées ont été obtenues pour les scénarios en présence du vent. Par contre, en absence du vent (vitesse du vent = 0 m/s), les valeurs du taux de renouvellement d'air ont été les plus faibles parmi les scénarios analysés.

Ce couplage a été utilisé également pour l'évaluation des niveaux de concentration dans différentes zones du bâtiment (fondations, vide sanitaire et premier étage). Les résultats montrent que le taux de renouvellement d'air, influencé par les conditions météorologiques, se porte comme un des facteurs dominants pour l'atténuation de la concentration intérieure en polluant. De même, il a été montré que la concentration intérieure peut varier de plusieurs ordres de grandeur en fonction du vent et du gradient de température associés aux conditions météorologiques de zone de localisation du bâtiment.

1.4 BESOIN D'AMÉLIORATION DES MODÈLES EXISTANTS

L'utilisation des modèles du transfert de polluants gazeux du sol, en complément des mesures in-situ, permet d'estimer rapidement et à moindre coût les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol afin d'établir des mesures de prévention et/ou correction [41]. Cependant, et malgré l'intérêt de ces derniers, certaines études comparatives ont montré qu'il existe des différences importantes entre les concentrations intérieures estimées et celles mesurées [79], [125], [132]. En effet, les hypothèses classiques formulées par les auteurs dans le développement de ces modèles ne sont généralement pas satisfaites dans la pratique. Ces incertitudes reposent principalement sur [133] :

- une mauvaise représentation conceptuelle du site concerné : en effet, les modèles classiques sont basés sur des scénarios de pollution conventionnels. Par exemple, une nappe phréatique contaminée est souvent considérée comme la source de pollution dans le sol et donc une distribution homogène de la concentration sur la limite inférieure du domaine est supposée. Cependant, en réalité, la distribution des

sources de pollution dans le sol n'est pas uniforme, générant que l'application de ces modèles soit irréaliste dans de nombreux cas [60] ;

- une modélisation incomplète des voies et mécanismes de transfert : généralement, dans la plupart des modèles, une fissure périphérique dans le périmètre des fondations est considérée comme la seule voie d'entrée de ces polluants à l'intérieur du bâtiment. Par conséquent, le transfert à travers des fondations ou bien d'autres chemins préférentiels, pouvant impacter les estimations, est souvent ignoré [56], [57], [134], [135]. De plus, dans certains cas, les auteurs ont tendance à négliger le flux convectif généré par la dépression du bâtiment, pouvant jouer un rôle important, voire primordial, dans certaines conditions [33], [56], [65], [66], [136] ;
- la non prise en compte des paramètres d'influence sur ce transfert : le transfert de polluants dans le sol est un phénomène complexe, qui dépend de la variabilité de nombreux facteurs dont les caractéristiques du polluant [52], [55], [57], la position de la zone source de pollution dans le sol [57], [59], [108], [137] et les propriétés physiques du sol [50], [56], [77]. Ainsi, des valeurs d'entrée approximatives peuvent entraîner des estimations trompeuses et donc une évaluation déraisonnable du transfert.

Enfin, une mauvaise représentation du site d'intérêt peut conduire à une modélisation irréaliste, ainsi qu'à une mauvaise interprétation des résultats, conduisant à des conclusions trompeuses [133]. La qualité des estimations va dépendre donc de la précision de la caractérisation du site concerné : mécanismes de transfert et voies d'exposition, caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, volume, dépression, ...), l'emplacement de la source et son étendu dans le sol, les propriétés physiques des milieux (perméabilité à l'air, porosité, ...), et les conditions environnementales (vent, pluie, ...). Au vu de ces incertitudes, des paramètres et des fortes hypothèses classiquement formulées par les auteurs, qui ne sont généralement pas satisfaites dans la pratique, l'utilisation de ces modèles doit être limitée à leur capacité à représenter certains scénarios, spécifiques à leur niveau de représentation de la réalité.

Quand la ventilation du bâtiment n'est pas bien précisée, l'évaluation des risques sanitaires est souvent limitée à l'estimation d'un transfert potentiel (modèles de transfert), ce qui peut conduire éventuellement à la mise en œuvre de mesures inadaptées voire de solutions extrêmes qui compromettrait l'efficacité et la performance énergétique de la structure, ou bien des solutions insuffisantes et inefficaces face à la réduction des pollutions dans les espaces intérieurs [10], [41]. Ainsi, un des grands intérêts est de pouvoir coupler les modèles de transfert avec des codes de ventilation permettant de réaliser une modélisation plus précise de l'évolution des niveaux de concentration à l'intérieur du bâtiment en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques aérauliques du bâtiment.

De cette manière, et dans le but de réaliser une gestion optimale des situations de pollution et de réduire les incertitudes dans l'évaluation de risques en élargissant le domaine d'application des modèles existants, ces travaux de thèse sont destinés à l'amélioration des modèles d'aide à la gestion de risques vis-à-vis des pollutions gazeuses provenant du sol. Ensuite, ces nouveaux outils seront intégrés dans un code de ventilation afin de pouvoir faire une étude plus détaillée et précise de qualité de l'air des espaces intérieurs en fonction des différents paramètres d'influence.

CHAPITRE 2. TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX DU SOL VERS LES BÂTIMENTS : PRISE EN COMPTE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE

2.1 ÉTUDE NUMÉRIQUE

Les outils d'aide à la gestion permettent de modéliser le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs à partir de la résolution analytique ou numérique des équations de transport et la caractérisation des scénarios de pollution (caractéristiques de la source, du sol, du bâtiment et de l'environnement). Un des objectifs principaux de la modélisation est de pouvoir estimer de manière précise et à moindre coût le flux de polluant provenant du sol et entrant dans les bâtiments pour l'aide à l'évaluation des risques sanitaires dans la gestion des sols pollués. Cependant, l'analyse précédente des outils existants a mis en évidence le manque de précision dans la considération, ou même de la non prise en compte, des différents mécanismes de transfert ainsi que des caractéristiques de la source, du sol et du bâtiment conduisant à une modélisation incomplète pouvant induire une gestion inappropriée.

Les hypothèses faites par les auteurs limitent le champ d'application des outils et leur usage à des scénarios très réduits générant des incertitudes quand ces conditions ne sont pas satisfaites dans la pratique [79], [125], [132]. Par exemple, considérer une distribution continue et uniforme de la source de pollution (ex. eaux souterraines contaminées) en ignorant les sources latérales qui ne sont pas au droit du bâtiment peut conduire à des incertitudes de plusieurs ordres de grandeur [57], [59], [108], [109], [138]. Les auteurs conviennent que la séparation latérale joue un rôle important dans l'atténuation de la concentration, contrairement aux scénarios de source continue où l'atténuation des vapeurs est principalement associée à la profondeur de la source [57].

Les résultats de ces études sont instructifs et permettent de réaliser un premier niveau d'interprétation sur les scénarios en présence d'une source latérale. Cependant, il n'y a pas de réponse simple sur l'influence de la latéralité de la source sur le transfert de vapeurs vers les espaces intérieurs et cela nécessite des analyses supplémentaires. Par conséquent, cette partie est dédiée à l'étude numérique de différentes situations de pollution afin de mieux comprendre l'influence de la position de la source dans le sol, la dépressurisation du bâtiment, les propriétés physiques du sol et la typologie de soubassement sur le transfert quand une source latérale est considérée.

2.1.1 DESCRIPTION DU MODÈLE NUMÉRIQUE

Un modèle numérique CFD (*Computational Fluid Dynamics*) est construit afin de modéliser le transfert couplé entre la convection et la diffusion des vapeurs contaminantes vers les espaces intérieurs en présence d'une source de pollution dans le sol [139] (Figure 2.1).

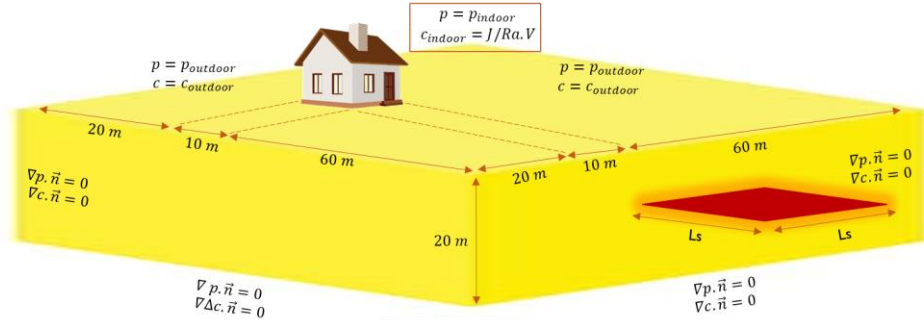


Figure 2.1. Schéma conceptuel de la modélisation numérique.

Ce modèle est construit sur OpenFOAM (*Open Field Operation and Manipulation*), logiciel libre-service [140]. Ce logiciel est fondé sur le langage de programmation C++ et permet de modéliser des scénarios multi-physiques dans le domaine de la mécanique des fluides.

Le modèle proposé est basé sur les hypothèses suivantes :

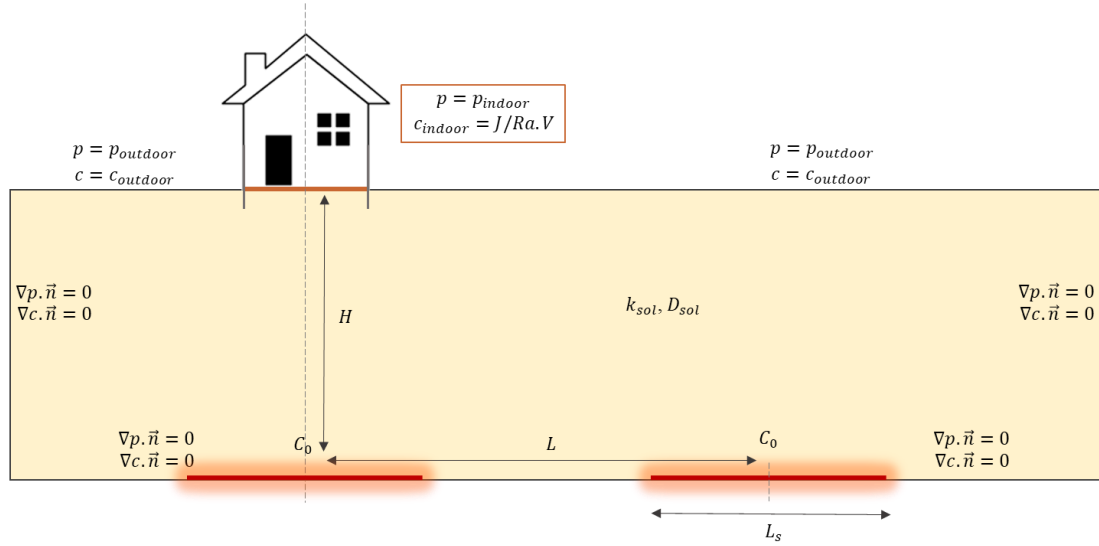
- Le transport de polluant est tridimensionnel (3D) et stationnaire.
- Le sol est considéré comme un milieu poreux homogène et isotrope.
- La distribution spatiale et la concentration de la source de pollution sont constantes.
- Aucun transfert vers la nappe phréatique n'est considéré.
- La distribution est homogène dans le bâtiment et le mélange des polluants est instantané avec l'air intérieur [33].
- Le polluant est supposé totalement dilué dès qu'il atteint l'atmosphère.
- L'éventuelle biodégradation du polluant et ses interactions chimiques avec les milieux ne sont pas considérées.
- Les échanges entre les différentes phases (ex. eau/air) sont négligés.
- Le transport du polluant de la source de pollution jusqu'au bâtiment est régi par l'équation de convection-diffusion en régime stationnaire (Équation (2.1)) et l'équation de continuité (Équation (2.2)) :

$$\nabla(D_{eff} \nabla C) + \vec{u} C = 0 \quad (2.1)$$

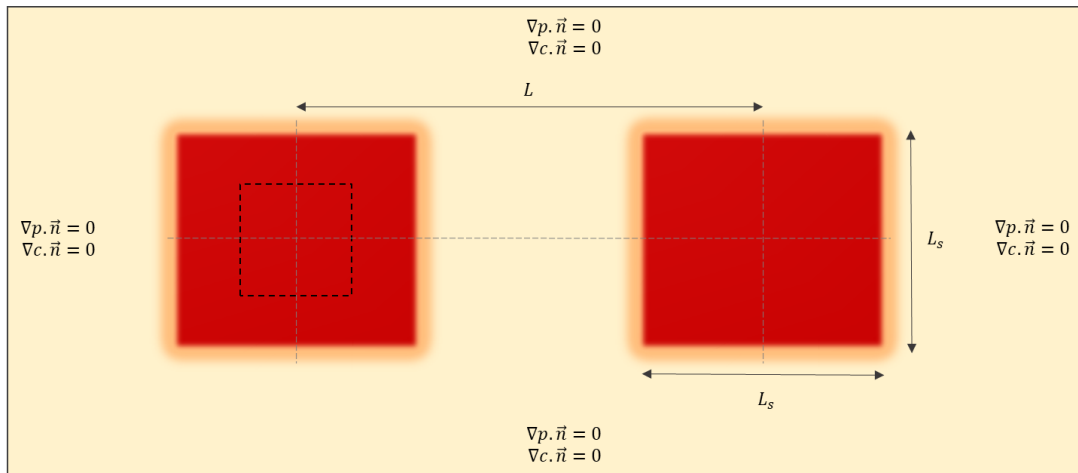
$$\nabla \vec{u} = 0 \quad (2.2)$$

2.1.1.1 DOMAINE D'ÉTUDE ET CONDITIONS AUX LIMITES

Le modèle numérique a été créé à partir du schéma conceptuel présenté par la Figure 2.2.



(a) Section transversale domaine numérique.



(b) Section horizontale domaine numérique (pointillés : emprise du bâtiment).

Figure 2.2. Schéma conceptuel de la modélisation numérique – Vue transversale et horizontale [139].

Le modèle est basé sur la méthode des éléments finis par la décomposition du domaine spatial en éléments permettant de réaliser une formulation simplifiée (équations linéaires) des équations de gouverne sur chaque élément (Figure 2.3).

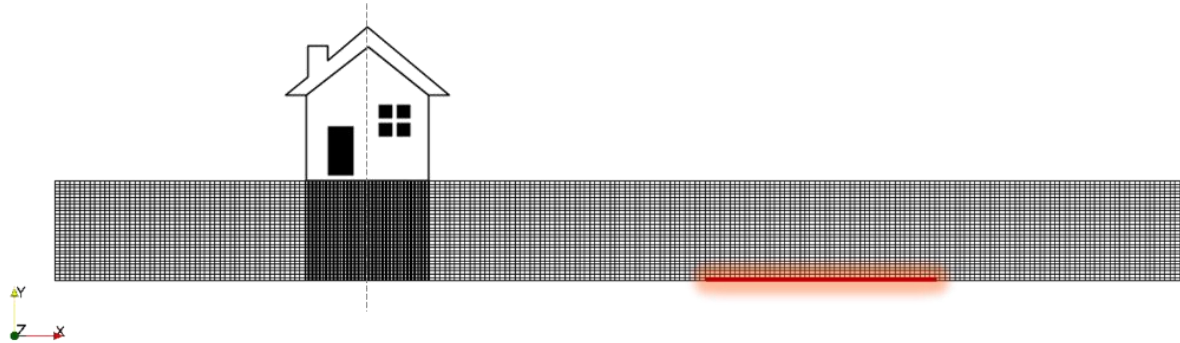


Figure 2.3. Section transversale domaine numérique – Maillage.

Le maillage choisi est cartésien avec un raffinement de la zone sous le bâtiment afin d'avoir plus de détail dans les zones proches des fondations. Dans le but d'assurer l'indépendance des résultats à la densité du maillage, une analyse de sensibilité est réalisée. Plusieurs densités de maillage sont utilisées jusqu'à l'obtention d'une valeur constante du débit d'air et de la concentration intérieure (Tableau 2.1).

Tableau 2.1. Résultats du débit d'air et de la concentration intérieure pour différentes densités de maillages.

Nombre d'éléments	Débit d'air (m ³ /s)	Concentration intérieure (mol/m ³)
2 500 000	0,000226	0,006864
4 900 000	0,000231	0,008476
8 100 000	0,000234	0,011338
14 400 000	0,000234	0,011339

L'utilisation d'un maillage de 14,4 million d'éléments a montré une légère amélioration des résultats (non représentative) avec un temps de calcul d'environ 3 fois plus élevé par rapport au maillage de 8,8 millions d'éléments. Par conséquent, une densité de maillage de 8,1 million d'éléments a été retenue désormais ce qui permet de garantir l'indépendance du nombre de mailles sur les valeurs du débit d'air et de la concentration intérieure avec un temps de simulation d'environ 3 minutes. Pour les scénarios modélisés une machine de 64 CPU 256 Go de RAM a été utilisée.

Par ailleurs, les conditions aux limites du modèle sont les suivantes :

- Une condition de flux nul de type Neumann ($\nabla P \cdot \vec{n} = 0$) est imposée aux parois latérales et à la frontière inférieure du domaine d'étude.
- Les conditions de pression à la surface du sol (P_{ext}) et sur l'interface sol/ bâtiment (P_{int}) sont définies par une condition du type Dirichlet.
- Une condition de type Neumann ($\nabla C \cdot \vec{n} = 0$) est fixée aux limites latérales et à la frontière inférieure du domaine d'étude, à exception de la frontière qui définit la source (C_{source}).
- La concentration en polluant à la surface du sol est supposée égale à la concentration en polluant dans l'atmosphère (ici considérée nulle $C_{ext} = 0$).

La concentration intérieure en polluant est déterminée par l'Équation (2.3).

$$C_{int} = \frac{J}{R \cdot V} \quad (2.3)$$

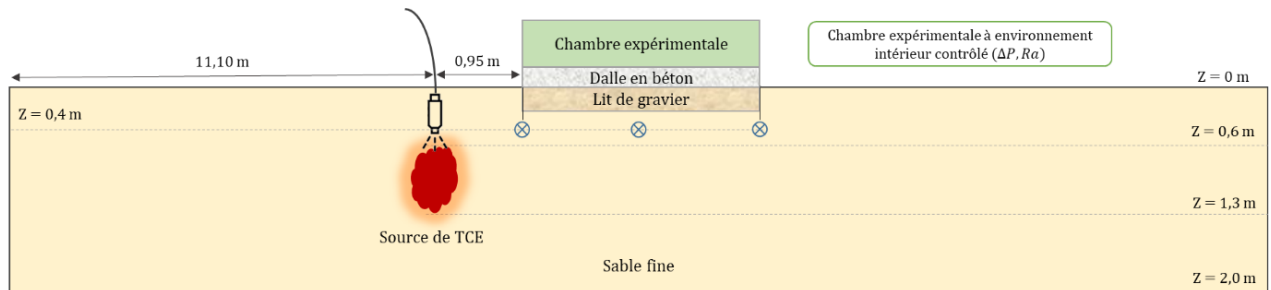
Avec, J le flux total entrant dans le bâtiment (mol/s), V le volume du bâtiment (m³) et R le taux de renouvellement d'air du bâtiment (h⁻¹). Les valeurs de C_{int} (mol/m³) et J sont obtenues de façon itérative à partir d'un bilan de masse à l'intérieur du bâtiment en considérant un mélange instantané du polluant avec l'air intérieur (aucune source

ni réaction chimique ne considéré à l'intérieur du bâtiment). Les itérations s'arrêtent lorsque le critère de convergence, basé sur l'écart de la valeur du flux entre deux itérations inférieure à 10^{-6} , est atteint.

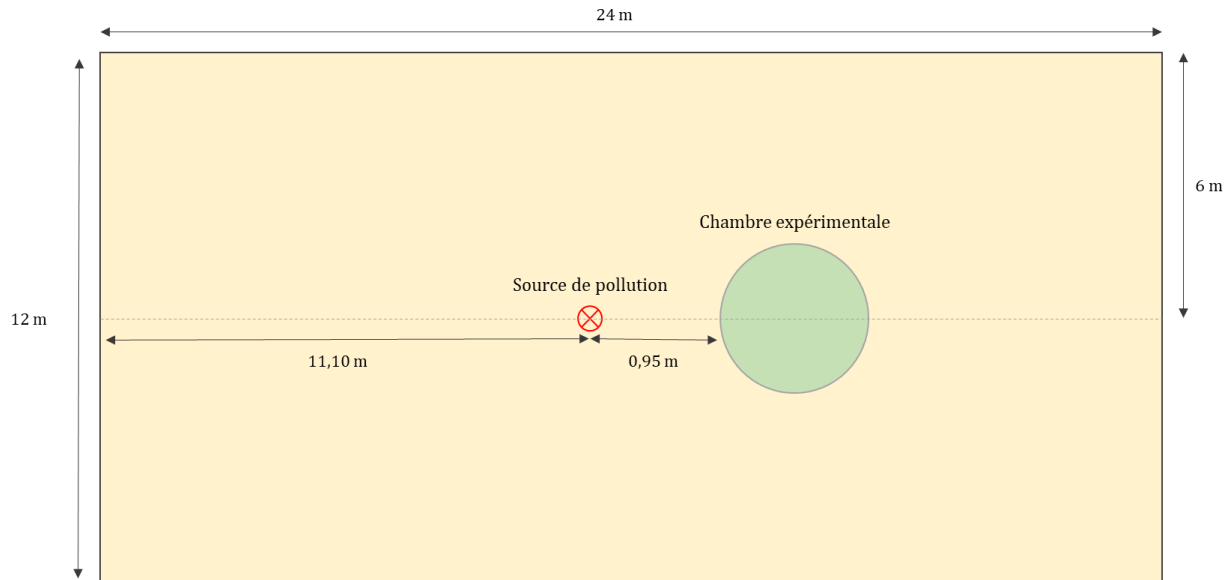
2.1.1.2 VALIDATION DU MODÈLE NUMÉRIQUE PROPOSE

Dans le but de réaliser une première validation expérimentale du modèle numérique proposé, ce dernier a été adapté et comparé aux expériences réalisées par Marzougui [141] sur le bassin expérimental du Site Contrôlé Expérimental de Recherche pour la réhabilitation des Eaux et des Sols (SCERES) [142].

Ces expériences consistent à l'injection du trichloréthylène (TCE) dans le sol suivi d'une étude du transfert des vapeurs contaminantes à partir de la zone source de pollution jusqu'à l'intérieur d'une chambre expérimentale (Figure 2.4).



(a) Section transversale – Site expérimental SCERES.



(b) Section verticale – Site expérimental SCERES.

Figure 2.4. Schéma conceptuel du site expérimental SCERES.

⊗ points de mesure dans le sol.

La zone source est générée à partir de l'injection de 3,5 l de TCE ($\sim 5,1$ kg) pendant une heure dans le sol. Le contaminant est injecté à 0,60 m de profondeur depuis la surface du sol et à 1,4 m de la limite inférieure du domaine s'étendant sur environ 0,70 m dans le sol de 0,25 m² à 0,30 m². Ainsi, le centre de la zone source est situé sur l'axe

de symétrie du bassin expérimental SCERES à une distance de 11,10 m des limites horizontales du bassin, à 0,95 m du bord (amont) de la dalle et à 6 m des parois latérales verticales.

Pour représenter un environnement du bâtiment, une chambre expérimentale en acier inoxydable à environnement intérieur contrôlé ($\Delta P, Ra$) est installée sur une dalle en béton (Figure 2.5). Tous les paramètres physiques, y compris la perméabilité effective et le coefficient de diffusion, ont été caractérisés pour le sol, le lit de gravier et la dalle. Les caractéristiques de l'installation sont les suivantes :

- Chambre expérimentale de 1,6 m de diamètre et 0,5 m hauteur ;
- Dalle d'épaisseur 0,10 m, de perméabilité à l'air de $4,8 \times 10^{-12} \text{ m}^2$;
- Lit de gravier d'épaisseur 0,13 m, de perméabilité à l'air de $1,0 \times 10^{-9} \text{ m}^2$;
- Perméabilité du sol $6,0 \times 10^{-12} \text{ m}^2$.



Figure 2.5. Chambre expérimentale installée sur le bassin SCERES [141].

La chambre expérimentale est soumise à différentes dépressions afin de représenter des situations réelles des environnements intérieurs avec un débit d'extraction constant de $1 \text{ m}^3/\text{h}$. Pour faire un suivi du transfert, trois points de mesure ont été définis à 0,4 m de profondeur sous la chambre (Figure 2.4a). Finalement, le flux de polluant entrant dans la chambre et la concentration intérieure ont été évalués pour trois valeurs différentes de dépressions intérieures et les résultats sont présentés dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2. Mesures expérimentales [141].

Dépression de la chambre (ΔP)	5,9	11,9	21,2	Pa
Débit d'air (Q_{air})	0,038	0,064	0,093	m^3/h
Concentration sous la dalle (C_{dalle})	1684	1903	1715	mg/m^3
Concentration intérieure (C_{int})	64	123,3	160	mg/m^3
Flux de polluant (J)	64	123,3	160	mg/h

À partir des expériences, deux configurations de modélisation sont proposées afin de simuler le transfert de polluant du sol jusqu'à l'intérieur du caisson :

- Scénario 1 - Source latérale : une zone source de $0,30 \text{ m}^2$ est générée dans le sol (emplacement de la source) dans le but de représenter le volume de polluant généré par l'injection de polluant dans le sol (Figure 2.6).



Figure 2.6. Schéma conceptuel du site expérimentale SCERES – Source latérale.

- Scénario 2 - Source équivalente : une concentration moyenne est calculée à partir des 3 mesures de concentration réalisées sous la dalle ($z = 0,40 \text{ m}$), ensuite utilisée comme concentration d'une source équivalente au droit de l'emprise de la chambre expérimentale (Figure 2.7).



Figure 2.7. Schéma conceptuel du site expérimentale SCERES – Source continue.

Les deux configurations sont modélisées en fonction des hypothèses présentées précédemment. Les lignes de courant sont présentées à la Figure 2.8.

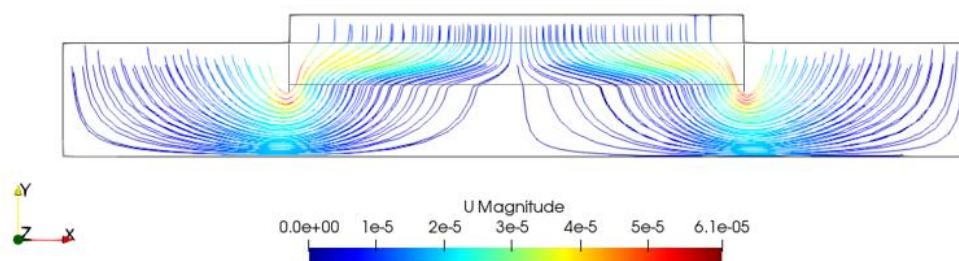


Figure 2.8. Lignes de courant – Modélisation numérique.

L'air provenant du sol et traversant celui-ci passe par la porosité du lit de gravier et ensuite traverse la dalle. Ce comportement est similaire aux tendances retrouvées par Diallo [42]. Les lignes de courant sont verticales le long du mur de fondation et circulaires sous le mur de fondation. Elles sont déformées ensuite au niveau du lit de gravier générant une augmentation de la vitesse dans cette zone (perméabilité plus élevée par rapport au sol et à la dalle). Finalement, la dalle sert comme une zone tampon avec une diminution de la vitesse de l'air avant d'aller à l'intérieur du caisson.

Le débit d'air entrant dans le bâtiment est calculé pour les différentes valeurs de la dépression de la chambre et comparé aux mesures expérimentales (Figure 2.9).

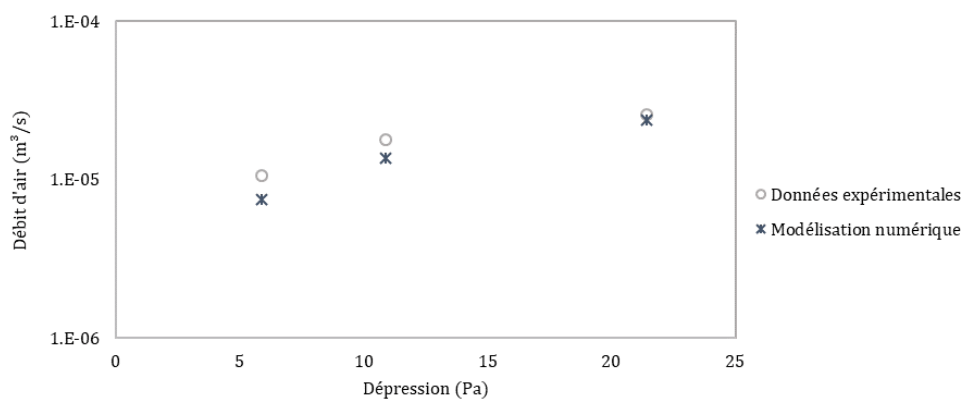


Figure 2.9. Évolution du débit d'air entrant dans la chambre expérimentale en fonction de la dépression générée.

Le débit d'air (numérique et expérimental) augmente avec l'augmentation de valeur de la dépression de la chambre (loi de Fick). Les débits numériques et analytiques ayant le même comportement, augmentent avec la dépression de la chambre. Le débit analytique tient aussi compte de la présence du lit de gravier qui augmente le débit d'air entrant dans le bâtiment.

Tableau 2.3. Débit d'air expérimental et numérique.

Dépression de la chambre (ΔP)	5.9	11.9	21.2	Pa
Débit d'air – Expérimental	$1,06 \times 10^{-5}$	$1,78 \times 10^{-5}$	$2,58 \times 10^{-5}$	m³/s
Débit d'air – Numérique (scénarios 1 et 2)	$7,44 \times 10^{-6}$	$1,38 \times 10^{-5}$	$2,36 \times 10^{-5}$	m³/s

Les débits d'air numériques sont très similaires aux valeurs expérimentales (Tableau 2.3). En effet, ces différences sont de 29 % (à 5,9 Pa), 23 % (à 10,9 Pa) et 9% (à 21,4 Pa) en comparaison aux mesures. Cet écart peut s'expliquer par les hypothèses de la modélisation ainsi que les incertitudes dans les différentes mesures effectuées. Cependant, malgré cet écart les résultats restent satisfaisants avec des valeurs du même l'ordre de grandeur en comparaison avec le débit expérimental avec des erreurs relatives inférieures à 30%.

Le profil de concentration varie en fonction de la représentation de la source (Figure 2.10).

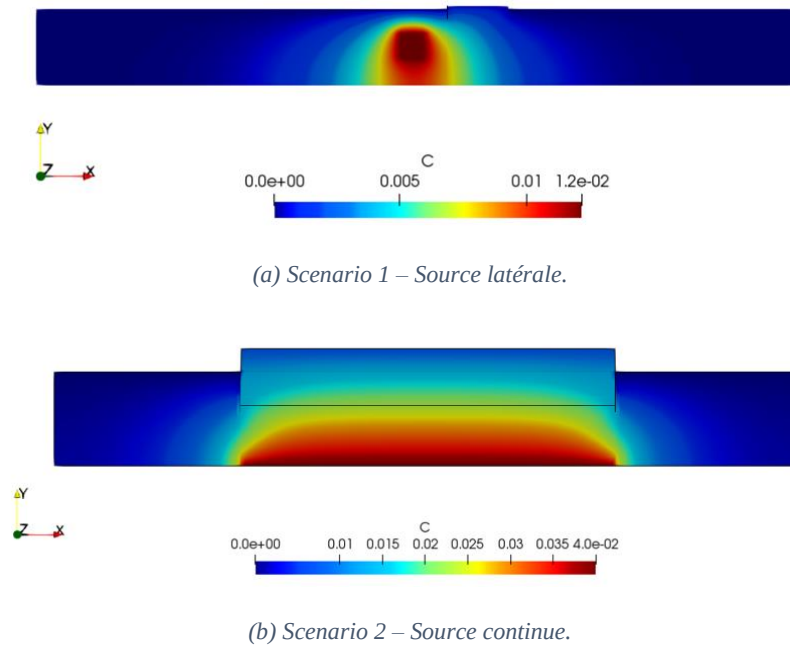


Figure 2.10. Profils de concentration – Modélisation numérique.

En fonction de la position de la source, le profil de concentration sera différent. La localisation d'une source latérale dans le sol va générer un transfert dans toutes les directions, contrairement à une source positionnée au droit du bâtiment sur la limite inférieure du domaine, qui génère un transfert uniquement vertical. Le flux de polluant entrant dans le bâtiment est calculé pour chaque valeur de la dépression de la chambre et comparé aux mesures expérimentales (Figure 2.11).

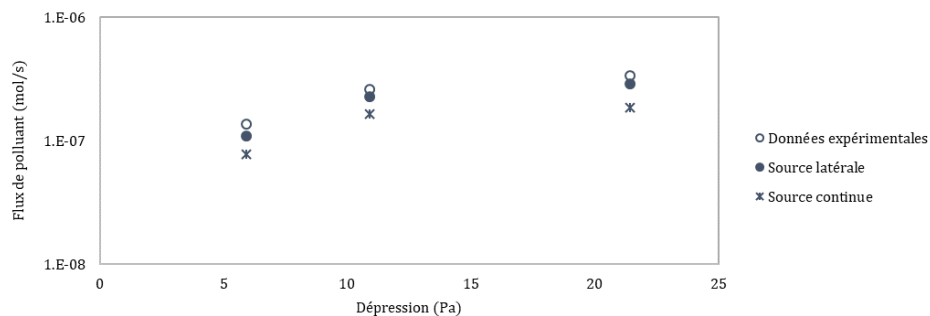


Figure 2.11. Évolution du flux de polluant en fonction de la dépression de la chambre expérimentale.

Malgré les différences de la modélisation de la source de pollution, les deux scénarios montrent un bon accord entre le flux numérique et les mesures. Le flux augmente avec la dépression de la chambre et puis atteint un plateau ($\Delta P = 21,4$ Pa). Le débit d'air généré par la dépression de la chambre favorise le flux de polluant entrant dans le bâtiment. Cependant, à des valeurs élevées du débit d'air le flux devient constant car le transfert est limité par la diffusion dans le sol [11].

Les résultats montrent qu'une description plus fine des caractéristiques de la source peut augmenter la précision des estimations (Tableau 2.4).

Tableau 2.4. Flux de polluant expérimental et numérique.

Dépression de la chambre (ΔP)	5,9	11,9	21,2	Pa
Flux de polluant – Expérimental	$1,35 \times 10^{-7}$	$2,61 \times 10^{-7}$	$3,38 \times 10^{-7}$	mol/s
Flux de polluant – Scénario 1	$1,10 \times 10^{-7}$	$2,28 \times 10^{-7}$	$2,90 \times 10^{-7}$	mol/s
Flux de polluant – Scénario 2	$7,78 \times 10^{-8}$	$1,63 \times 10^{-7}$	$1,85 \times 10^{-7}$	mol/s

La modélisation d'une source latérale dans le sol génère des différences entre les valeurs numériques et les données expérimentales de seulement 19% (5,9 Pa), tandis que des hypothèses sur la distribution de la source (source continue) peuvent augmenter les différences jusqu'à 45% (5,9 Pa). En effet, la faible représentativité des mesures pour déterminer une concentration équivalente de la source ainsi que sa distribution dans le sol expliquent ces écarts. De même, il existe des différences, comme mentionné précédemment, associées aux incertitudes des mesures pouvant impacter les résultats. Les résultats permettent néanmoins de conclure que le modèle est capable d'évaluer avec précision le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs.

2.1.2 ÉTUDE DE SENSIBILITÉ NUMÉRIQUE

Les conclusions des travaux existants sont illustratives et permettent de réaliser un premier niveau d'analyse de l'influence de la séparation latérale sur l'atténuation de la concentration intérieure. Cependant, les travaux restent peu nombreux et l'impact de la latéralité de la source sur le transfert de polluants gazeux du sol nécessite des analyses supplémentaires. Une étude de sensibilité numérique est proposée en vue d'apporter des précisions sur le rôle de la latéralité de la source et de son impact sur le transfert. Cette étude permettra également d'analyser l'impact de la variation des caractéristiques des scénarios de pollution lorsque des sources latérales sont considérées :

- Modélisation de la source (source continue et source latérale) ;
- Position de la source dans le sol (profondeur et séparation latérale) ;
- Perméabilité à l'air du sol (sable moyenne - argile sableux) ;
- Dépression du bâtiment (sans et avec gradient de pression) ;
- Typologie de soubassement (sol nu, dalle portée et dallage indépendant).

Elle permettra ainsi d'apporter des éléments de compréhension et de réaliser une analyse comparative entre les différentes situations modélisées.

Les données d'entrée utilisées pour cette étude sont listées dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.5. Liste de données d'entrée du modèle numérique.

Propriétés du bâtiment		
Longueur	10	m
Largeur	10	m
Type de soubassement	Sol nu	
Épaisseur de la dalle (e_{dalle})	0,20	m
Perméabilité de la dalle (k_{dalle})	10^{-13}	m^2
Épaisseur de la fissure (e_{fiss})	0,001	m
Volume du bâtiment ($V_{bât}$)	250	m^3
Taux de renouvellement d'air (Ra)	0,5	h^{-1}
Dépression (ΔP)	4	Pa
Caractéristiques de la source		
Taille de la source (T_s)	30×30	m
Concentration de la source (C_{source})	1	mol/m^3
Coefficient de diffusion dans l'air (D_{fiss})	10^{-5}	m^2/s
Coefficient de diffusion dans le sol (D_{sol})	10^{-6}	m^2/s
Coefficient de diffusion dans la dalle (D_{dalle})	10^{-8}	m^2/s
Propriétés du sol		
Perméabilité du sol (k_{sol})	10^{-11}	m^2
Autres propriétés		
Viscosité dynamique (μ)	10^{-05}	Pa.s

Ces valeurs (dimension du bâtiment, épaisseur de la fissure, taux de renouvellement d'air et dépression du bâtiment) ont été choisies en considérant les données de différents travaux de la littérature [43], [49], [50], [56], [143]. Les simulations ont été conduites pour des propriétés physiques du sol représentatives d'une gamme entre un sol de sable grossier uniforme et un sol d'argiles sableux [63], [123]. L'extension du domaine a été choisi pour être suffisamment large afin de ne pas avoir l'impact des conditions limites latérales sur les résultats [43], [49], [50], [57].

Les calculs sont réalisés sur la base des caractéristiques présentées dans le Tableau 2.5 (sauf quand les légendes des figures ou le texte l'indiquent différemment). La variation de la séparation latérale est considérée uniquement le long de l'axe du bâtiment étant les différences non représentatives lorsque la source s'écarte d'une distance L avec un angle différent à 0° (Figure 2.2b). Des bâtiments sur sol nu ou en terre battue n'existent pas dans la réalité, cependant cette typologie est illustrative d'un vide sanitaire et permet d'estimer le flux de polluant entrant dans le vide sanitaire qui est contact direct avec le sol. Le transfert de polluants gazeux du sol vers un bâtiment sur vide sanitaire se divise en deux étapes : un transfert à travers le sol jusqu'à l'intérieur du vide sanitaire, suivi d'un transfert à travers le plancher bas entre le vide sanitaire et le bâtiment. Ainsi, les résultats de cette partie pour un sol nu correspondent uniquement à la première étape de modélisation (concentration en polluant dans le vide sanitaire).

L'ensemble de résultats sont présentés par le biais d'une concentration intérieure adimensionnelle (ou facteur d'atténuation) définie comme le rapport entre la concentration intérieure en polluant et la concentration de la source [33] (Équation (2.4)).

$$\alpha = \frac{c_{int}}{c_o} \quad (2.4)$$

2.1.2.1 MODÉLISATION DE LA SOURCE

La représentation ou modélisation de la source de pollution est, en général, réalisée en fonction de ses caractéristiques dans le sol (distribution spatiale, position par rapport au bâtiment, ...) afin de mieux se rapprocher de la réalité. La plupart des modèles de transfert qui tiennent compte de la latéralité de la source considèrent une source de pollution positionnée au niveau de la limite inférieure du domaine [26], [57], [59], [60], [108]. Cependant, des variations de cette hypothèse peuvent affecter leurs résultats et conclusions.

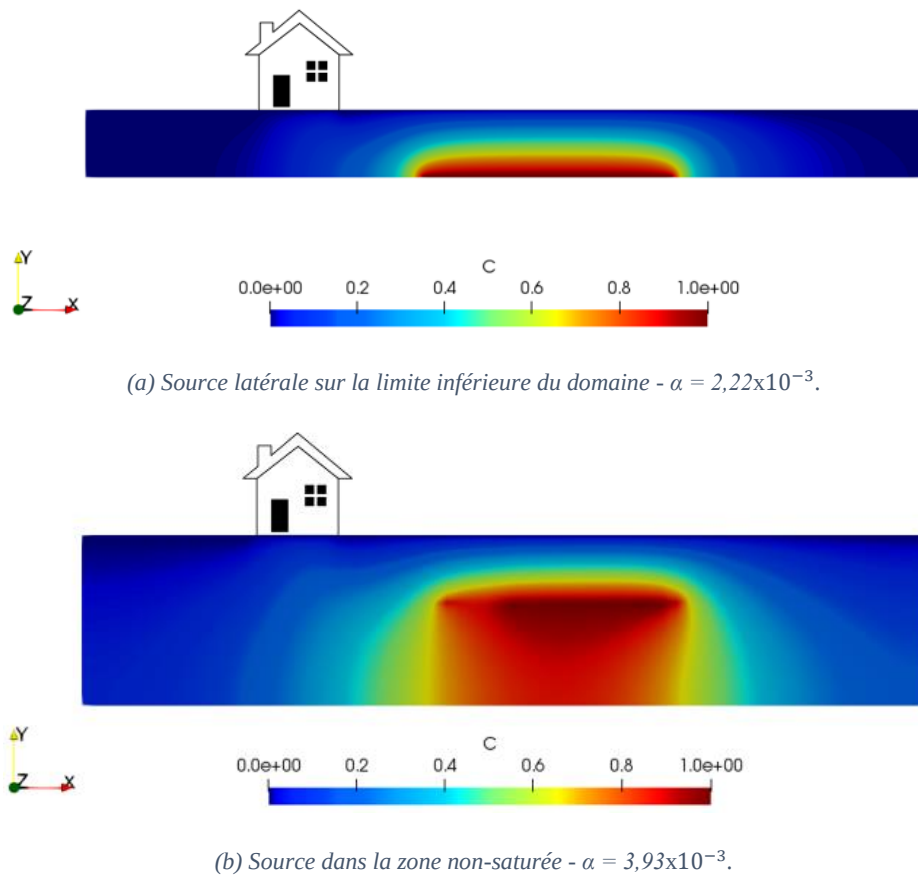


Figure 2.12. Profil de concentration ($H = 8 \text{ m}$; $L = 30 \text{ m}$) – Modélisation de la source.

En fonction des caractéristiques de la source, les vapeurs peuvent migrer différemment (Figure 2.12). Les sources positionnées sur la limite inférieure du domaine favorisent le transfert vertical (condition de flux nul sur la limite inférieure du domaine). Cependant, les sources de pollution positionnées dans le sol, par l'espace entre la source et la limite inférieure du domaine, peuvent générer une migration de vapeurs dans toutes les directions, et pas seulement vers le haut (Figure 2.b). Ainsi, lorsque la séparation latérale augmente, une atténuation plus importante est attendue quand la source positionnée sur la limite inférieure du domaine (migration de vapeurs principalement vers l'atmosphère), contrairement à une source localisée dans la zone non-saturée qui va favoriser le transfert latéral vers le bâtiment et donc l'augmentation de la concentration intérieure en polluant.

Les différences entre ces deux scénarios de pollution seront plus importantes lorsque la séparation de la source augmente (Figure 2.13).

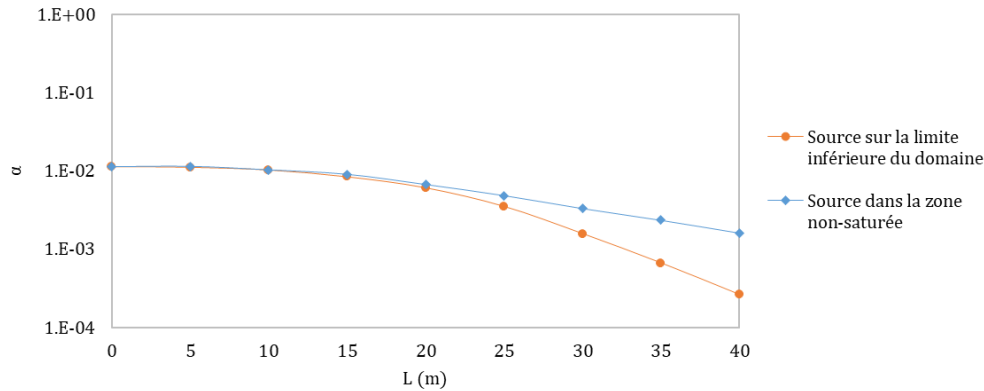


Figure 2.13. Variation de la concentration intérieure en fonction de la profondeur de la source – Modélisation de la source.

Sous le bâtiment, les deux configurations donnent des résultats similaires. Une source positionnée au droit du bâtiment va générer un transfert vertical vers le bâtiment et donc une pollution plus élevée des espaces intérieurs en comparaison aux sources décalées latéralement du bâtiment. Quand la source sort de la zone du bâtiment ($L < \frac{L_{\text{bât}} + L_{\text{source}}}{2}$), la séparation latérale joue un rôle plus important sur l'atténuation de vapeurs et les différences entre les deux configurations sont plus visibles. À partir de cette distance ($\frac{L_{\text{bât}} + L_{\text{source}}}{2} = 20 \text{ m}$), une source positionnée dans la zone non-saturée va favoriser la migration latérale vers le bâtiment générant une concentration intérieure plus élevée par rapport à une source positionnée sur la limite inférieure du domaine qui va favoriser le transfert vertical vers l'atmosphère et ainsi augmenter l'atténuation de la concentration intérieure en polluant.

Il est considéré que la modélisation d'une source de pollution sur la limite inférieure du domaine est plus représentative de la réalité. En effet, l'apparition de zones de pollution dans le sol est associée principalement aux stratifications du sol ou bien au niveau d'eaux souterraines (différences de densité). Ainsi, la modélisation de la source de pollution sur la limite inférieure du domaine permet d'étendre la plage d'application et de représentativité des scénarios modélisés. Par conséquent, cette configuration sera utilisée désormais pour tous les travaux qui suivent.

2.1.2.2 POSITION DE LA SOURCE

L'atténuation de la concentration est fortement associée à la dissipation ou atténuation des vapeurs contaminantes dans la matrice poreuse du sol tout le long du transfert avant d'atteindre les environnements intérieurs. Ainsi, plus la distance parcourue par le polluant est longue, plus l'atténuation de la concentration intérieure est importante [56]. Il a été montré que l'atténuation des vapeurs associée au positionnement de la source par rapport au bâtiment est plus importante quand la source est décalée latéralement du bâtiment [57]–[60]. Dans ces cas, le transfert vertical des contaminants vers l'atmosphère sera prédominant par rapport au transfert vers le bâtiment [11].

La Figure 2.14 montre le profil de concentration pour une source positionnée au droit du bâtiment et à 30 m de séparation avec 8 m de profondeur.

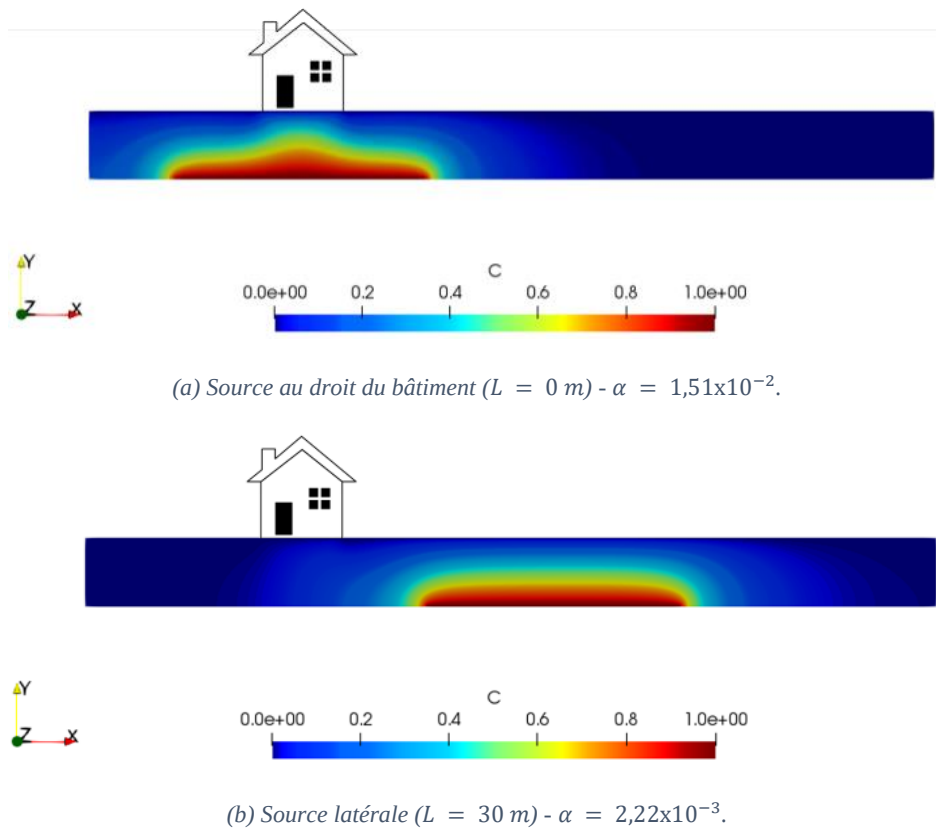


Figure 2.14. Profil de concentration ($H = 8 \text{ m}$) – Position de la source.

Le profil de concentration est fortement influencé par la position de la source et notamment par la séparation latérale entre la source et le bâtiment. En effet, si la source se trouve sous le bâtiment, les vapeurs migrent directement vers les espaces intérieurs et il en résulte un facteur d'atténuation de $1,51 \times 10^{-2}$. Cependant, si la source est décalée latéralement du bâtiment, les vapeurs migrent plus facilement vers l'atmosphère (transfert vertical) et moins vers le bâtiment (transfert latéral). L'atténuation est alors plus forte avec un facteur d'atténuation de $2,2 \times 10^{-3}$.

La Figure 2.15 montre l'évolution du coefficient d'atténuation en fonction de la séparation latérale entre la source et le bâtiment pour différentes profondeurs de la source dans le sol.

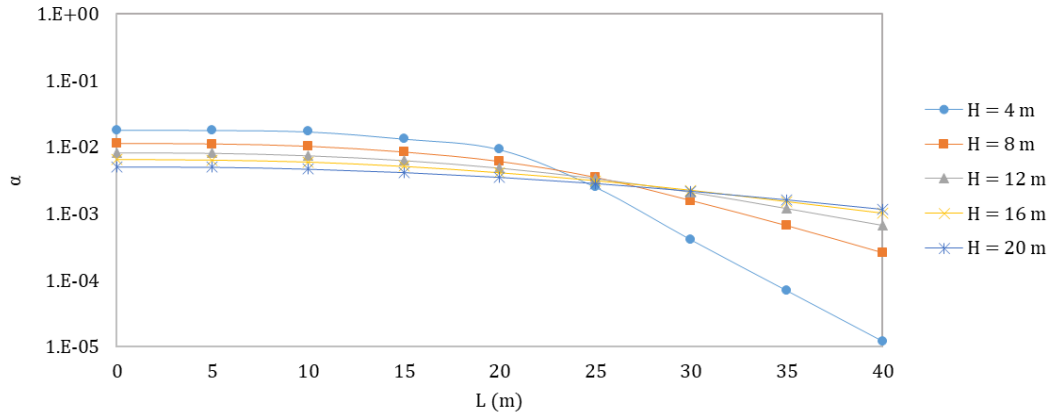


Figure 2.15. Variation de la concentration adimensionnelle intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes valeurs de la profondeur de la source.

L'atténuation de la concentration augmente avec la séparation latérale générant une concentration intérieure plus faible. La valeur maximale du coefficient d'atténuation est trouvée quand le centre de la source est aligné avec le centre du bâtiment pour les différentes valeurs de la profondeur ($L = 0 \text{ m}$). Quand la source est sous le bâtiment ($L < 20 \text{ m}$), la séparation latérale n'a pas d'impact significatif. Dans cette zone, l'atténuation de la concentration est plus dépendante de profondeur de la source que de la séparation latérale. La variation de la séparation latérale dans cette zone va impacter la concentration de 30% quand la source est positionnée à une profondeur égale à 4 m, et inférieure à 10% quand celle-ci est plus profonde. Comme il est mentionné précédemment, quand la source est dans cette zone, les vapeurs migrent directement vers les espaces intérieurs et moins vers l'atmosphère.

L'impact de la latéralité de la source devient plus important quand la source n'est plus sous le bâtiment ($L > 20 \text{ m}$). La source sort de l'emprise du bâtiment et devient latérale quand la séparation latérale est supérieure à 20 m. À partir de ce moment, l'atténuation est fortement influencée par la distance latérale. La concentration intérieure en polluant est plus sensible à la variation de la séparation latérale (atténuation plus importante) quand la source est proche de la surface du sol. Par exemple, si la source est localisée à 4 m de profondeur et la séparation latérale augmente ($L = 40 \text{ m}$), l'atténuation est d'environ trois ordres de grandeur par rapport à une source au droit du bâtiment. Cependant, si la source est localisée à 8 m de profondeur et la séparation latérale augmente ($L = 40 \text{ m}$), l'atténuation est de seulement un ordre de grandeur en comparaison à une source sous le bâtiment. En effet, si la source est décalée latéralement du bâtiment de 40 m, le facteur d'atténuation est d'environ cinq ordres de grandeur lorsque la source est à une profondeur de 4 m, étant seulement d'environ trois ordres de grandeur lorsque la source est à 8 m ou plus.

En effet, les sources peu profondes (proches de la surface du sol) favorisent le transfert vertical générant une pollution intérieure plus importante si la source est sous le bâtiment et une atténuation plus élevée si la source est en dehors de l'emprise du bâtiment (source latérale). Dans ces circonstances, les vapeurs migrent directement vers l'atmosphère générant une atténuation plus élevée de la concentration intérieure dans le bâtiment. Par contre, l'augmentation de la profondeur de la source permet aux vapeurs de migrer latéralement, et pas seulement verticalement vers la surface du sol quand la source est latéralement décalée. Ainsi, contrairement au cas précédent, les vapeurs vont migrer plus vers le bâtiment et moins vers l'atmosphère générant une atténuation moins importante et donc une concentration intérieure plus élevée. Finalement, l'impact de la séparation latérale devient moins important à des profondeurs élevées ($H > 12 \text{ m}$) par rapport aux sources peu profondes. Si la source est localisée à 16 m de profondeur et décalée latéralement du bâtiment ($L = 40 \text{ m}$), l'atténuation est de 85% en comparaison à une source positionnée au droit du bâtiment et de 76% quand la source est positionnée à 20 m de profondeur.

2.1.2.3 PERMÉABILITÉ A L'AIR DU SOL

Le transfert de polluants gazeux du sol est fortement influencé par la perméabilité à l'air du sol [49], [50], [56], [63]–[66], [75], [105]. L'étude conduite par Diallo [42] montre que pour différentes valeurs de perméabilité à l'air du sol, ce transfert est conduit soit par la diffusion (faible impact de la convection), soit par une combinaison entre la convection et la diffusion, soit par convection. De même, il est montré que la concentration intérieure en polluant varie considérablement avec le coefficient de diffusion du sol, étant plus importante quand les effets diffusifs sont prédominants par rapport à la convection ($Pe < 1$) [56].

Une étude sur l'influence de la variation de la perméabilité à l'air du sol en fonction de la concentration de la source a été réalisée (Figure 2.16).

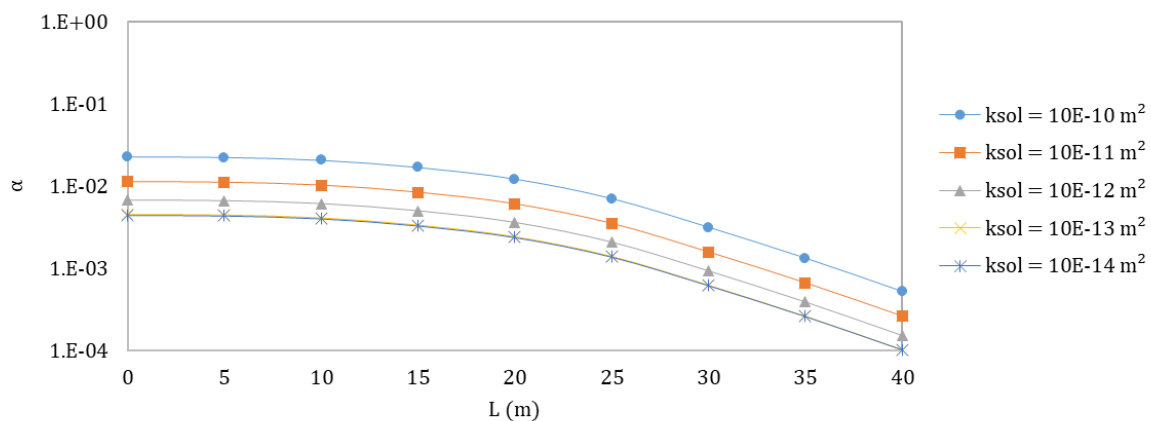


Figure 2.16. Évolution de concentration intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes valeurs de perméabilité du sol ($H = 8 \text{ m}$).

Toutes les courbes montrent une tendance similaire quelle que soit la valeur de la perméabilité du sol. L'atténuation de vapeurs sera donc plus importante lorsque la distance latérale entre la source et le bâtiment augmente comme dans les cas précédents. De plus, des valeurs plus élevées de perméabilité du sol génèrent une concentration intérieure en polluant plus importante par rapport aux sols moins perméables. En effet, pour des valeurs de perméabilité comprises entre $10^{-12} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-14} \text{ m}^2$, l'atténuation varie de 15% entre 10^{-12} et 10^{-13} m^2 et seulement de 2% entre 10^{-13} et 10^{-14} m^2 . Ainsi, pour des sols imperméables ($k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$) où le transfert sera régi principalement par les effets diffusifs et dans lesquels la convection jouera un rôle mineur sur le transfert. Finalement, l'impact de la perméabilité et donc de la convection sur le transfert sera plus important pour des sols perméables ($k_{sol} > 10^{-12}$), où le transfert est conduit à la fois par des effets convectifs et diffusifs. Les sols perméables vont générer un débit d'air plus important et favoriser l'influence de la convection sur le transfert et ainsi l'entrée de polluants à l'intérieur du bâtiment (~ 10 fois plus élevé en considérant les valeurs limites étudiées ici).

2.1.2.4 DÉPRESSION DU BÂTIMENT

Le débit d'air généré par la différence de pression existant entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment joue ainsi un rôle important sur le transfert de polluants notamment dans les zones proches du bâtiment et à travers des fondations [33], [63], [65], [144]. Dans cette zone dite convective, les vapeurs sont transportées à l'intérieur du bâtiment à la fois par les effets convectifs et diffusifs et sont finalement mélangées avec l'air des espaces intérieurs en fonction du niveau de renouvellement d'air du bâtiment [30].

La Figure 2.17 montre le profil de concentration lors d'une absence de dépression ($\Delta p = 0$) et également le cas d'un bâtiment en condition normales de dépression ($\Delta p = 4 \text{ Pa}$).

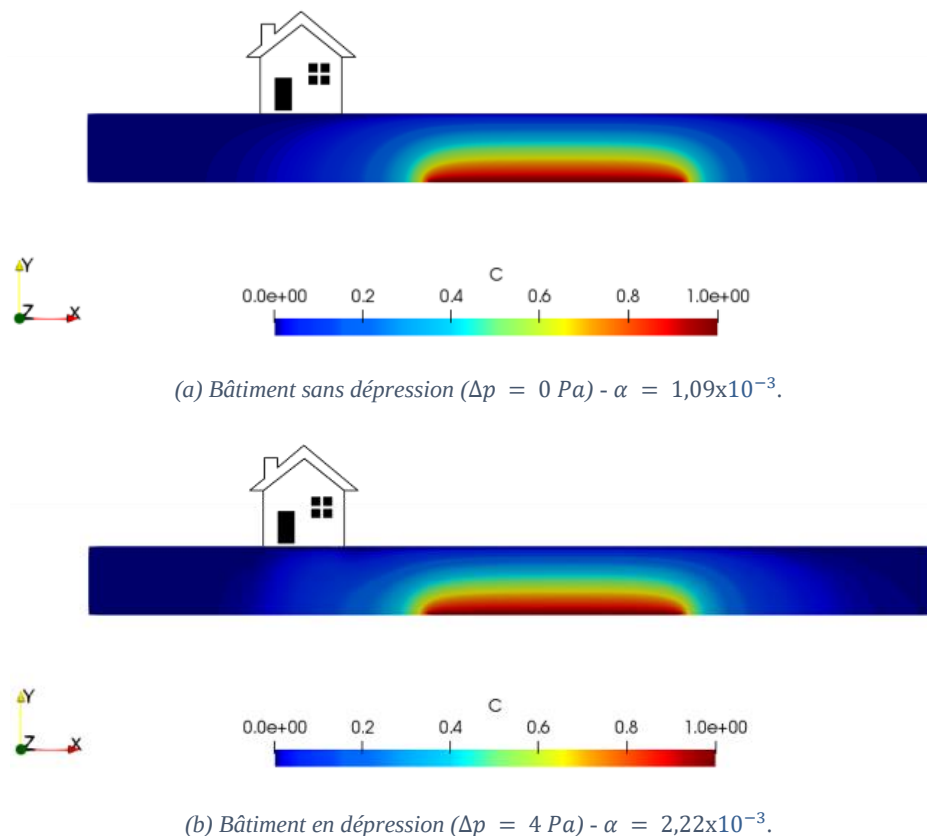


Figure 2.17. Profil de concentration ($H = 8 \text{ m}$; $L = 30 \text{ m}$) – Dépression du bâtiment.

À partir de ces résultats, on constate que le profil de concentration dans le sol est légèrement (presque pas) perturbé par le débit d'air entrant dans le bâtiment produit par la dépression de ce dernier (Figure 2.17b). L'absence de la dépression peut diminuer notablement la concentration intérieure en polluant. Par exemple, quand le bâtiment est en dépression le facteur d'atténuation est de $2,22 \times 10^{-3}$, tandis que ce facteur sera moins important en présence d'un gradient nul de pression, étant de seulement $1,09 \times 10^{-3}$ dans ce cas. En effet, l'air entrant dans le bâtiment par la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment sera chargé en polluant ce qui provoque une contamination intérieure plus importante.

2.1.2.5 TYPOLOGIE DU BÂTIMENT

La typologie de soubassement varie d'un bâtiment à l'autre selon sa localisation ou son usage. Selon ses caractéristiques, chaque type de soubassement a une réponse différente à l'entrée de polluants gazeux du sol [79]. Plusieurs études montrent l'importance de la modélisation de l'interface entre le sol et le bâtiment, selon la typologie de soubassement, dans la prédiction de la concentration intérieure en polluant [11], [56], [80], [81]. Par exemple, il a été mis en évidence que l'entrée de vapeurs contaminantes peut être jusqu'à 3 fois plus élevée en présence d'un soubassement de type dallage indépendant par rapport à une typologie de type dalle portée [41].

Une étude sur l'influence de la variation de la concentration intérieure en polluant en fonction de la séparation de la source pour trois différentes typologies de soubassement (sol nu, dalle portée et dallage indépendant) a été réalisée (Figure 2.18).

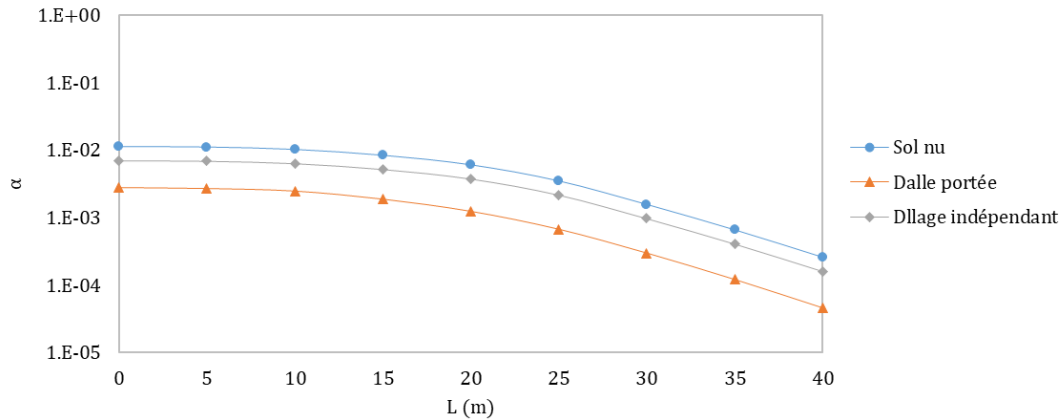


Figure 2.18. Évolution de concentration intérieure en fonction de la séparation latérale pour différentes typologies de soubassement ($H = 8 \text{ m}$).

L'évolution de l'ensemble de courbes reste similaire pour les différentes typologies de soubassement. La concentration diminue de 80% et 50% quand la typologie de soubassement est de type dalle portée ou dallage indépendant respectivement en comparaison à une construction sur sol nu. En effet, les typologies de soubassement du type dalle portée ($k_{\text{dalle}} = 10^{-13} \text{ m}^2$) bloquent le transfert grâce au plancher bas caractérisant ces types de constructions, tandis qu'un dallage indépendant sur terre-plein, qui présente une fissure périphérique, rend cette typologie relativement plus perméable que les autres types.

2.1.2.6 ANALYSE DES RÉSULTATS

Une étude de sensibilité numérique a été réalisée dans le but d'apporter des précisions sur le rôle des caractéristiques des différentes situations de pollution sur le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs quand une source latérale est considérée. Les résultats mettent en évidence que la position de la source, parmi l'ensemble de paramètres étudiés, a le plus d'impact sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant. La concentration intérieure diminue rapidement quand la séparation latérale augmente du fait des transferts de vapeurs vers l'atmosphère qui s'accroissent. Cette atténuation est plus importante quand la source se trouve proche de la surface du sol (source superficielle). En effet, si la source est superficielle et que la séparation latérale augmente, les vapeurs vont migrer préférentiellement vers l'atmosphère et moins vers le bâtiment. Néanmoins, si la profondeur de la source augmente, le transfert latéral vers le bâtiment sera favorisé ainsi que la concentration en polluant à l'intérieur du bâtiment.

De plus, selon les caractéristiques de la source (pollution adsorbée ou en phase organique dans le sol ou zone non-saturée, ou dissoute dans les eaux souterraines), les vapeurs migrent différemment. Par exemple, si la source se trouve au niveau de la frange capillaire (limite inférieure du domaine), les vapeurs migrent uniquement de manière verticale favorisant le transfert vers le bâtiment quand la source se trouve sous le bâtiment. Cependant, une sortie plus importante des vapeurs vers l'atmosphère et donc une augmentation de l'atténuation de la concentration intérieure sont attendues quand la séparation latérale augmente. Par contre, si la source est localisée dans la zone non-saturée, ces vapeurs vont migrer de manière radiale dans toutes les directions et pas préférentiellement vers le haut du domaine (bâtiment ou atmosphère). Dans ce cas, le transfert latéral vers le bâtiment sera favorisé conduisant à une entrée de vapeurs plus élevée quand la source est décalée latéralement du bâtiment par rapport au cas précédent.

Ces résultats ont permis également de vérifier les tendances observées dans la littérature. La perméabilité à l'air du sol peut impacter considérablement le transfert de vapeurs générant des concentrations plus élevées lorsque le sol est perméable (d'environ 1 ordre de grandeur quand entre 10^{-14} m^2 et 10^{-10} m^2). De même, la dépression générée par le bâtiment peut produire une concentration intérieure deux fois plus importante par rapport à un bâtiment en absence de dépression ($\Delta p = 0 \text{ Pa}$). Finalement, les caractéristiques des fondations des bâtiments

peuvent avoir différents comportements à l'entrée de polluants gazeux provenant du sol. Par exemple, les résultats montrent qu'une typologie de soubassement de type dalle portée (grâce au plancher bas) protège plus l'entrée de ces polluants en comparaison à une typologie de type sol nu ou dallage indépendant. Par contre, les constructions sur sol nu et dallage indépendant (avec la présence d'une fissure périphérique) sont plus susceptibles à l'entrée de polluants gazeux du sol par rapport à une dalle portée.

Les résultats de cette étude mettent en évidence que même si la latéralité de la source est prépondérante sur les transferts vers le bâtiment, les autres paramètres comme la dépression du bâtiment, la perméabilité à l'air du sol et la typologie de soubassement ne sont néanmoins pas négligeables. Ces travaux confirment que le transfert est fortement impacté par la variation des caractéristiques du scénario de pollution. Ainsi, une mauvaise représentation du site d'intérêt (distribution de la source, caractéristiques physiques du sol, ...) peut conduire à une modélisation irréaliste, avec des erreurs de plusieurs ordres de grandeurs, pouvant mener à des conclusions erronées [133]. Finalement, la validité des estimations va dépendre de la précision de la représentation du site concerné : mécanismes de transfert et voies d'exposition, caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, volume, dépression, ...), distribution et emplacement de la source dans le sol et propriétés physiques des milieux (perméabilité à l'air, porosité, ...).

2.2 DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES SEMI-EMPIRIQUES

Dans le but de pouvoir estimer avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol et de parvenir une gestion optimale des situations de pollution, cette partie vise au développement des modèles plus adaptés pour mieux préciser les caractéristiques des scénarios de pollution en tenant compte de la latéralité de la source afin de diminuer les incertitudes dans l'évaluation de risques et d'élargir la gamme d'application à des scénarios plus réalistes. La résolution analytique des équations de transfert (couplage entre la convection et la diffusion) est complexe, voire impossible et la résolution de ce problème est souvent réalisée par des méthodes numériques. La problématique principale de la résolution numérique est le temps de construction d'un problème et de résolution. Ainsi, la méthode de construction des modèles semi-empiriques proposée par Diallo [42], basée sur des calculs numériques amonts et fondée sur une résolution analytique partielle du problème, se porte comme une solution intermédiaire pour la modélisation du transfert de polluants gazeux au regard de sa complexité.

2.2.1 MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE

Le développement de ces nouveaux modèles est basé sur l'expérimentation numérique et l'analyse adimensionnelle. À partir des modèles semi-empiriques (MSE) proposés par Diallo [42] sur la base d'une source continue (SC) pour différentes typologies de soubassement (sol nu, vide sanitaire, dalle portée et dallage indépendant), une corrélation empirique est introduite dans le but tenir compte de la latéralité de la source. La combinaison de ces deux approches permettra d'une part, de garder la capacité des MSE-SC à tenir compte des propriétés physiques du sol et des caractéristiques du bâtiment, et d'une autre part, de pouvoir prendre en considération l'influence de la latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure quand une source latérale (SL) est considérée.

La nouvelle corrélation est construite à partir d'une étude de sensibilité numérique en considérant une source finie sur la limite inférieure du domaine (équivalente à une source continue quand elle est positionnée au droit du bâtiment). Cette corrélation est exprimée en fonction de la latéralité et profondeur de la source et la perméabilité à l'air du sol à partir de l'introduction de certains rapports adimensionnels. La définition des expressions est réalisée à partir d'un ajustement de courbes. Finalement, le développement de ces nouveaux modèles (MSE-SL) permettra de réaliser des modélisations plus précises du transfert en tenant compte de la latéralité de la source et de fournir des outils d'aide à la gestion plus robustes pouvant estimer rapidement et avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol dans les espaces intérieurs.

2.2.1.1 MODÈLES SEMI-EMPIRIQUES POUR UNE SOURCE CONTINUE

Ces modèles semi-empiriques sont constitués d'une part, d'un développement analytique permettant de quantifier le débit d'air entrant dans le bâtiment et d'autre part, d'une partie empirique issue de l'expérimentation numérique pour le calcul du flux de polluant [42]. Les modèles analytiques qui ont été développés pour l'estimation du débit d'air venant du sol (induit par la différence de pression entre l'intérieur du bâtiment et l'extérieur) entrant dans le bâtiment sont ensuite couplés avec des modèles semi-empiriques pour l'évaluation du flux de polluant résultant d'un transfert convectif et diffusif dans le sol et à travers le soubassement. Ces expressions sont construites à partir d'une campagne d'expériences numériques et en fonction de certains rapports adimensionnels proposés par les auteurs (Péclet, Biot, ...) (§1.3.2.1.3).

Les modèles semi-empiriques proposés par Diallo [42] tiennent compte des caractéristiques du sol (perméabilité à l'air du sol et coefficient de diffusion) et du bâtiment (type de soubassement, taux de renouvellement d'air, ...) et ont montré de meilleurs résultats que les modèles classiques. Leur développement a été réalisé en considérant une distribution uniforme de la source sous le bâtiment ce qui limite leur application à des scénarios dite de source continue comme par exemple une source dissoute dans les eaux souterraines.

2.2.1.2 ÉTUDE NUMÉRIQUE DE LA CONCENTRATION INTÉRIEURE

Pour un scénario d'une source finie positionnée sur la limite inférieure du domaine, une étude numérique est réalisée avec l'aide du modèle numérique (CFD) développé précédemment [139]. Ce dernier a été adapté aux trois différentes typologies de soubassement (sol nu, dalle portée et dallage indépendant) et utilisé comme outil expérimental pour la définition d'une base de données pour la construction des MSE-SL. Les valeurs d'entrée du modèle sont celles présentées dans le Tableau 2.5.

La construction des MSE-SL est réalisée sur la base de la variation de la séparation latérale, la profondeur de la source et la perméabilité à l'air du sol. Dans le but d'établir une gamme qui permette de couvrir le plus de scénarios de pollution possibles, l'étude numérique est conduite pour une plage de variation de la séparation latérale entre [0 m – 40 m], de la profondeur de la source entre [1 m – 20 m] et de la perméabilité à l'air du sol entre [10^{-14} m^2 – 10^{-9} m^2]. Finalement, 1260 scénarios ont été modélisés pour la construction de cette base de données en fonction de ces trois paramètres pour trois typologies de soubassements (sol nu, dalle portée et dallage indépendant) comme montrés par le Tableau 2.6.

Tableau 2.6. Valeurs d'entrée – Construction des MSE-SL.

Paramètre	Valeur	Unité
Séparation latérale (L)	0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40	m
Profondeur de la source (H)	1, 2, 4, 8, 12, 16, 20	m
Perméabilité à l'air du sol (k_{sol})	10^{-14} , 10^{-13} , 10^{-12} , 10^{-11} , 10^{-10} , 10^{-9}	m^2

2.2.1.3 DÉFINITION DE LA CORRÉLATION EMPIRIQUE

La corrélation empirique est définie, pour chaque typologie, en fonction de la relation entre les valeurs numériques et les valeurs issues des MSE-SC proposés par Diallo (Équation (2.5)).

$$\alpha^{SL} = \alpha^{SC} * G(L, H, k_{sol}) \quad (2.5)$$

Cette corrélation sera donc fonction de séparation latérale, la profondeur de la source et la perméabilité à l'air du sol pour les trois typologies de soubassement comme il a été défini pour l'étude de sensibilité numérique.

2.2.1.4 ANALYSE ADIMENSIONNELLE

L'analyse adimensionnelle permet de définir des rapports adimensionnels afin de pouvoir exprimer la corrélation empirique en fonction de la latéralité et la profondeur de la source, et la perméabilité à l'air du sol sans changer ses dimensions. Ces rapports adimensionnels sont définis en fonction des caractéristiques géométriques du scénario de pollution ainsi que du nombre de Péclet.

2.2.1.4.1 SÉPARATION LATÉRALE ADIMENSIONNELLE :

Un rapport adimensionnel est proposé permettant de tenir compte de l'impact de la variation de la latéralité de la source sur la concentration intérieure en polluant. Il est défini comme le rapport entre la séparation latérale entre la source et le bâtiment (L) et la largeur du bâtiment ($L_{bât}$) maintenue constante le long de ces travaux (Équation (2.6)).

$$L' = L/L_{bât} \quad (2.6)$$

Avec $L_{bât}$ fixe et égale à 10 m.

2.2.1.4.2 PROFONDEUR ADIMENSIONNELLE :

Dans l'objectif de tenir compte de l'impact de la profondeur de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure, une profondeur adimensionnelle est proposée comme la profondeur de la source (H) divisée par une profondeur de référence (H_{ref}) maintenue constante tout au long de ces travaux (Équation (2.7)).

$$H' = H/H_{ref} \quad (2.7)$$

Avec H_{ref} une profondeur de référence égale à 8 m.

2.2.1.4.3 NOMBRE DE PÉCLET :

Le nombre de Péclet massique est un nombre adimensionnel qui représente le rapport entre la résistance à la convection et la résistance à la diffusion. En général, ce nombre sans dimension s'écrit comme (Équation (2.8)) :

$$Pe = uL_c/D \quad (2.8)$$

Où L_c est la longueur caractéristique (m), u la vitesse du fluide (m/s) et D le coefficient de diffusion (m^2/s). L_c/D étant la résistance à la diffusion.

Ce nombre de Péclet massique a été adapté aux trois configurations de soubassement par Diallo [42]. Il est défini comme le rapport entre la résistance à la convection et la résistance à la diffusion totale des milieux traversés par le polluant. Ainsi, ce rapport adimensionnel sera exprimé en fonction du coefficient de diffusion et de l'épaisseur de la couche du sol traversées par le polluant et du débit d'air défini pour chaque typologie de soubassement (Tableau 2.7) [144].

Tableau 2.7. Expression du nombre de Péclet pour chaque typologie de soubassement [144].

Typologie de soubassement	Expression
Sol nu	$Pe_{vs} = \frac{Q_{vs}H}{A_{sol}D_{sol}}$
Dalle portée	$Pe_{dp} = \frac{Q_{dp}}{A_{dp}} \left(\frac{e_{dalle}}{D_{dalle}} + \frac{H}{D_{sol}} \right)$
Dallage indépendant	$Pe_{di} = Q_{di} \left(\frac{L_{sol}}{D_{sol}A_{dalle}} + \left(\frac{D_{fiss}A_{fiss}}{e_{fiss}} + \frac{D_{dalle}A_{dalle}}{e_{dalle}} \right)^{-1} \right)$

2.2.1.5 ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION INTÉRIEURE

L'évolution de la corrélation empirique sera définie en fonction des rapports adimensionnels définis précédemment (§2.1.4) afin de tenir compte de l'impact de la séparation latérale, la profondeur de la source et la perméabilité à l'air du sol dans les estimations de la concentration intérieure en polluant (Équation (2.5)).

L'ajustement des courbes est réalisé à l'aide de l'outil SigmaplotTableCurve2D [145]. Ce logiciel est employé dans de nombreux domaines scientifiques pour la recherche de relations empiriques pour des données à deux dimensions. Tablecurve2D propose des équations parmi les 8189 équations implémentées qui s'approchent le mieux à l'évolution de données expérimentales (numériques) en fonction de sa précision parmi la gamme d'expressions linéaires simples et non linéaires. Le critère de choix des expressions porte sur leur précision (r^2) et simplicité (nombre de coefficients) ainsi que leur référence à un modèle physique si existant.

2.2.1.5.1 ÉTAPE 1 : PRISE EN COMPTE DE LA SÉPARATION LATÉRALE

La forme générale de la corrélation est définie à partir de l'évolution de la corrélation empirique (Équation (2.5)) en fonction de la séparation latérale adimensionnelle (Équation (2.6)) pour des valeurs de H et k_{sol} données (Équation (2.9)).

$$\alpha^{SL} = \alpha^{SC} * G(L') = \alpha^{SC} * \frac{a}{1 + \exp\left(-\frac{L' - b}{c}\right)} \quad (2.9)$$

Avec a , b , et c de constantes associées aux valeurs de H et k_{sol} .

Cette forme générale est similaire quelle que soit la combinaison de valeurs de H et k_{sol} (régression linéaire).

2.2.1.5.2 ÉTAPE 2 : PRISE EN COMPTE DE LA PROFONDEUR DE LA SOURCE

L'influence de la profondeur de la source est introduite dans l'expression générale de la corrélation en exprimant les coefficients empiriques a , b et c , constants dans un premier temps, en fonction de la profondeur adimensionnelle (Équation (2.7)), comme décrit par l'Équation (2.10).

$$\alpha^{SL} = \alpha^{SC} * \frac{a(H')}{1 + \exp\left(-\frac{L' - b(H')}{c(H')}\right)} \quad (2.10)$$

La forme générale de ces coefficients est déterminée en fonction de leur évolution avec la profondeur de la source à l'aide du logiciel Tablecurve2D (Équation (2.11) – Équation (2.13)).

$$a(H') = f(a_1, a_2, \dots) \quad (2.11)$$

$$b(H') = f(b_1, b_2, \dots) \quad (2.12)$$

$$c(H') = f(c_1, c_2, \dots) \quad (2.13)$$

Ces nouvelles expressions font intervenir des nouveaux coefficients (a_1, a_2, b_1, b_2, c_1 et c_2) qui sont des constantes correspondant à la valeur de la perméabilité choisie. Le nombre de coefficients varie en fonction de la complexité des expressions retenues. Finalement, ces expressions sont introduites dans la forme générale de la corrélation empirique (Équation (2.9)) permettant de tenir compte de la variation de la profondeur de la source dans les estimations.

2.2.1.5.3 ÉTAPE 3 : PRISE EN COMPTE DE LA PERMÉABILITÉ À L'AIR DU SOL

Finalement, afin de tenir compte de la variation de la perméabilité à l'air du sol les coefficients a_1, a_2, b_1, b_2, c_1 et c_2 seront exprimés en fonction du nombre de Péclet adapté à chaque typologie (Tableau 2.7), comme il est montré par l'Équation (2.14) – Équation (2.19).

$$a_1(Pe) = f(a_{11}, a_{12}, \dots) \quad (2.14)$$

$$a_2(Pe) = f(a_{21}, a_{22}, \dots) \quad (2.15)$$

$$b_1(Pe) = f(b_{11}, b_{12}, \dots) \quad (2.16)$$

$$b_2(Pe) = f(b_{21}, b_{22}, \dots) \quad (2.17)$$

$$c_1(Pe) = f(c_{11}, c_{12}, \dots) \quad (2.18)$$

$$c_2(Pe) = f(c_{21}, c_{22}, \dots) \quad (2.19)$$

Avec $a_{11}, a_{12}, a_{21}, a_{22}, b_{11}, b_{12}, b_{21}, b_{22}, c_{11}, c_{12}, c_{21}$ et c_{22} valeurs constantes.

Comme dans le cas précédent, le nombre des coefficients varie en fonction de la complexité des expressions retenues. Finalement, ces expressions sont introduites dans la forme générale de la corrélation empirique (Équation (2.9)) permettant de tenir compte en plus de l'impact de la perméabilité à l'air du sol sur la prédiction de la concentration intérieure en polluant.

2.2.2 APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE

La méthodologie proposée précédemment est maintenant appliquée aux trois différentes typologies de soubassement dont le sol nu, la dalle portée et le dallage indépendant. La procédure étant similaire pour les trois configurations, celle-ci est détaillée uniquement pour la typologie de sol nu tandis que pour les typologies dalle portée et dallage indépendant, seulement la synthèse est présentée (voir Annexe A).

2.2.2.1 TYPOLOGIE SOL NU

Diallo [42] ont montré que trois plages de valeurs de perméabilité à l'air du sol devait être considérées pour obtenir les corrélations permettant de prédire l'évolution de la concentration intérieure en polluant pour un bâtiment sur sol nu en présence d'une source continue à savoir $k_{sol} < 10^{-12} m^2$, $10^{-12} m^2 < k_{sol} < 10^{-10} m^2$ et $k_{sol} > 10^{-10} m^2$. Ainsi, les expressions pour une source latérale seront également déterminées pour chacune de ces plages.

À partir des MSE-SC (§2.1.1) et des résultats numériques (§2.1.2), la corrélation empirique (G) (§2.1.3) est exprimée en fonction de la séparation latérale (L') (§2.1.4) pour différentes valeurs de la profondeur de la source (H') (Figure 2.19).

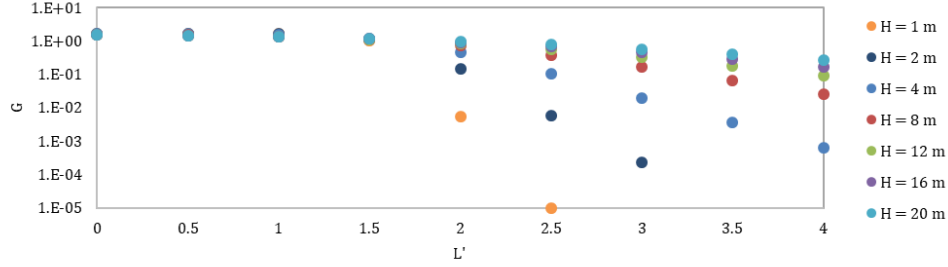


Figure 2.19. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur sol nu ($k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$).

À partir du comportement des courbes, la forme générale de la concentration adimensionnelle en fonction de L' est proposée (§2.1.5). Pour $H' = 1$ et $k_{sol} 10^{-11} \text{ m}^2$, la forme générale de la corrélation prend la forme (Équation (2.20)) :

$$G = f(L') = \frac{1,57}{1 + \exp\left(-\frac{L' - 1,96}{(-0,53)}\right)} \quad (2.20)$$

Cependant, pour chaque valeur de la profondeur de la source, les coefficients a , b et c de l'Équation (2.9) prennent une valeur différente. En effet, cette expression ne tient compte que de la variation de la séparation latérale entre la source et le bâtiment ; la profondeur et les caractéristiques physiques du sol restant fixes. Dans le but d'introduire l'influence de variation de la profondeur de la source dans la même expression, les coefficients a , b et c , sont exprimés en fonction de H' pour un Pe donné (Équation (2.21) – Équation (2.23)) et sont introduits dans l'expression générale (Équation (2.9)).

$$a(H') = a_1 \quad (2.21)$$

$$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5} \quad (2.22)$$

$$c(H') = \frac{1}{c_1 + c_2/H'} \quad (2.23)$$

Ces expressions font apparaître des nouveaux coefficients : $a_1 = 1,57$; $b_1 = 1,69$; $b_2 = 1,46 \times 10^{-01}$; $c_1 = -3,66 \times 10^{-01}$; $c_2 = -1,52$.

Finalement, les coefficient supplémentaires a_1 , b_1 et c_1 , constants pour une valeur de Pe donné, vont varier en fonction de la perméabilité à l'air du sol (Figure 2.20).

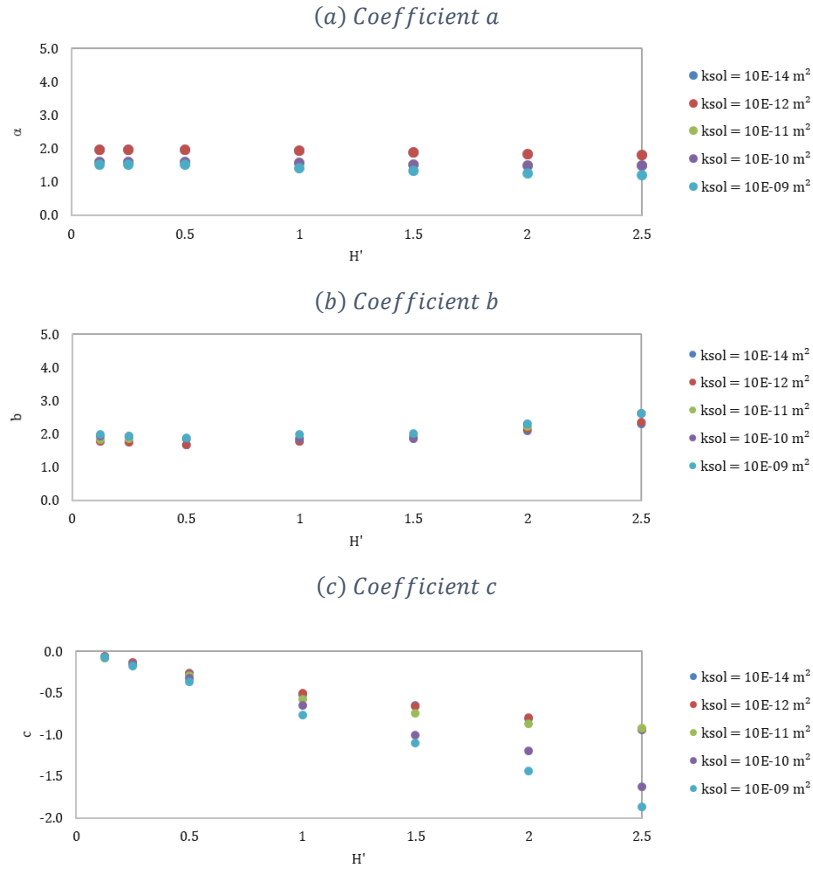


Figure 2.20. Évolution des coefficients a , b et c pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol.

Ainsi, pour tenir compte de la variation des caractéristiques physiques du sol, ces coefficients sont exprimés en fonction du nombre de Péclet (Équation (2.24) – Équation (2.26)).

$$a_1 = a_{11} + a_{12}/Pe \quad (2.24)$$

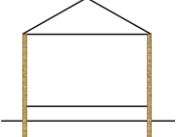
$$b_1 = 1/(b_{11} + b_{12}/Pe^{0.5}) \quad (2.25)$$

$$c_1 = c_{11} + c_{12}Pe^3 \quad (2.26)$$

Avec $a_{11} = 1,61$; $a_{12} = 2,87 \times 10^{-06}$; $b_{11} = 5,40 \times 10^{-01}$; $b_{12} = 6,38 \times 10^{-02}$; $c_{11} = -4,31 \times 10^{-01}$; $c_{12} = 1,36 \times 10^{-08}$.

Les expressions retenues, adaptées à une typologie de soubassement sol nu, se présentent sous une forme simple avec des coefficients empiriques constants (Tableau 2.8).

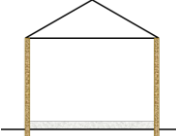
Tableau 2.8. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur sol nu.

	Forme générale	$\alpha_{SL}^A = \alpha_{SC}^A \frac{a}{1 + \exp\left(-\frac{L' - b}{c}\right)}$		
	$k_{sol} < 10^{-12} \text{ m}^2$	$a(H') = a_1$	$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5}$	$c(H') = 1/(c_1 + c_2/H')$
		$a_1 = 1,57$; $b_1 = 1,69$; $b_2 = 1,46 \times 10^{-01}$; $c_1 = -3,66 \times 10^{-01}$; $c_2 = -1,75$		
	$10^{-12} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-10} \text{ m}^2$	$a(H') = a_1$	$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5}$	$c(H') = 1/(c_1 + c_2/H')$
		$a_1 = a_{11} + a_{12}/Pe$	$b_1 = 1/(b_{11} + b_{12}/Pe^{0,5})$	$c_1 = c_{11} + c_{12} Pe^3$
		$a_{11} = 1,61$; $a_{12} = 2,87 \times 10^{-06}$; $b_{11} = 5,40 \times 10^{-01}$; $b_{12} = 6,38 \times 10^{-02}$; $b_2 = 1,46 \times 10^{-01}$; $c_{11} = -4,31 \times 10^{-01}$; $c_{12} = 1,36 \times 10^{-08}$; $c_2 = -1,52$		
	$k_{sol} > 10^{-10} \text{ m}^2$	$a(H') = a_1$	$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5}$	$c(H') = 1/(c_1 + c_2/H')$
		$a_1 = 1,52$; $b_1 = 1,85$; $b_2 = 1,68 \times 10^{-01}$; $c_1 = -5,47 \times 10^{-03}$; $c_2 = -1,34$		

2.2.2.2 TYPOLOGIE DALLE PORTÉE

Les expressions retenues adaptées à une typologie de dalle portée sont présentées dans le Tableau 2.9.

Tableau 2.9. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur dalle portée.

	Forme générale	$\alpha_{SL}^A = \alpha_{SC}^A \frac{a}{1 + \exp\left(-\frac{L' - b}{c}\right)}$	
	$10^{-14} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-09} \text{ m}^2$	$a = a_1$	$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5}$
		$c(H') = 1/(c_1 + c_2/H')$	$a_1 = a_{11} Pe^{a_{12}}$
		$b_1 = b_{11} + b_{12} \exp(-Pe/b_{13})$	$b_2 = b_{21} / \left(1 + \exp\left(-\frac{Pe - b_{22}}{b_{23}}\right)\right)$
		$c_1 = c_{11} + c_{12} \ln(Pe)$	$c_2 = c_{21} + c_{22} \ln(Pe)$
		$a_{11} = 1,45$; $a_{12} = 2,04 \times 10^{-02}$; $b_{11} = 1,73$; $b_{12} = 9,19 \times 10^{-02}$; $b_{13} = 1,92 \times 10^{01}$; $b_{21} = 1,49 \times 10^{-01}$; $b_{22} = -2,62 \times 10^{01}$; $b_{23} = 2,19 \times 10^{01}$; $c_{11} = -3,30 \times 10^{-01}$; $c_{12} = 1,45 \times 10^{-02}$; $c_{21} = -1,75$; $c_{22} = 1,57 \times 10^{-02}$	

2.2.2.3 TYPOLOGIE DALLAGE INDÉPENDANT

Les expressions retenues adaptées à une typologie de soubassement dallage indépendant sont présentées dans le Tableau 2.10.

Tableau 2.10. Synthèse des MSE-SL pour un bâtiment sur dallage indépendant.

	Forme générale	$\alpha_{SL}^A = \alpha_{SC}^A \frac{a}{1 + \exp\left(-\frac{L' - b}{c}\right)}$	
	$10^{-14} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-09} \text{ m}^2$	$a = a_1$	$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5}$
		$c(H') = 1/(c_1 + c_2/H')$	$a_1 = a_{11} Pe^{a_{12}}$
		$b_1 = b_{11} + b_{12} \exp(-Pe/b_{13})$	$b_2 = b_{21}/\left(1 + \exp\left(-\frac{Pe - b_{22}}{b_{23}}\right)\right)$
		$c_1 = c_{11} + c_{12} \ln(Pe)$	$c_2 = c_{21} + c_{22} \ln(Pe)$
		$a_{11} = 1,64 ; a_{12} = 2,17 \times 10^{-02} ; b_{11} = 1,73 ; b_{12} = 9,19 \times 10^{-02} ; b_{13} = 5,69 ;$ $b_{21} = 1,49 \times 10^{-01} ; b_{22} = -7,76 ; b_{23} = 6,49 ; c_{11} = -3,22 \times 10^{-01} ;$ $c_{12} = 1,31 \times 10^{-02} ; c_{21} = -1,68 ; c_{22} = 5,70 \times 10^{-03}$	

2.3 APPLICATION DES NOUVEAUX MODÈLES DE TRANSFERT

Cette partie est dédiée à l'analyse qualitative et comparative des expressions obtenues (MSE-SL) en comparaison au modèle numérique CFD [139], certains travaux expérimentaux [141] et numériques [57], [109] ainsi qu'aux modèles issus de la littérature [33], [56], [107]. Ainsi, cette analyse est réalisée pour l'ensemble des typologies de soubassement ainsi que les paramètres d'influence (séparation latérale, profondeur de la source, ...).

2.3.1 ANALYSE DES EXPRESSIONS PROPOSÉES

Une étude paramétrique est proposée permettant de réaliser d'une part, une analyse qualitative de modèles MSE-SL développés en fonction de la variation des paramètres utilisés pour leur construction, et d'une autre part, une étude de la précision des estimations par rapport aux résultats obtenus avec le modèle numérique développé [139]. Ainsi, cette analyse repose sur la variation de la séparation latérale (L), la profondeur de la source (H) et la perméabilité à l'air du sol (k_{sol}), en utilisant les valeurs de construction des MSE-SL (Tableau 2.6) pour chaque configuration de soubassement. Les résultats ont été comparés avec les valeurs numériques et les différences associées sont présentées sous la forme d'une erreur relative et une erreur absolue et représentées sous un format de boîte à moustaches (percentiles).

2.3.1.1 BÂTIMENT SUR SOL NU

Une étude de l'impact de la variation de la position de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure pour différentes valeurs de perméabilité à l'air du sol a été réalisée, en considérant un bâtiment sur sol nu (Figure 2.21).

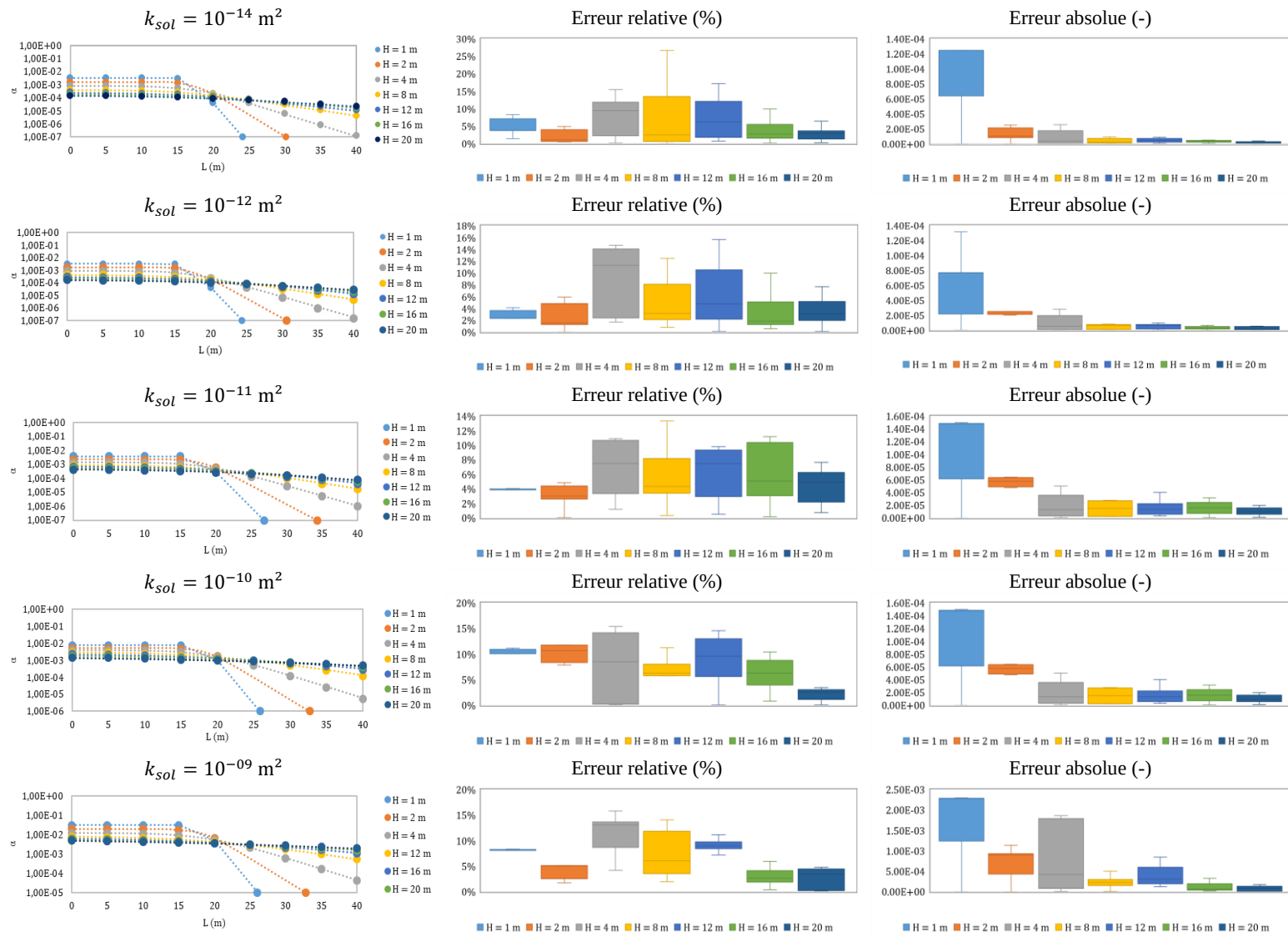


Figure 2.21. Résultats de l'étude paramétrique – Sol nu.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique (CFD)

La comparaison entre les estimations des MSE-SL et les valeurs numériques montrent des différences relatives inférieures à 30% (pas de tendance observable). Cependant, malgré ces différences, les valeurs absolues varient entre 10^{-5} et 10^{-3} étant plus élevées pour des sources peu profondes.

2.3.1.2 BÂTIMENT SUR DALLE PORTÉE

Une étude de l'impact de la variation de la position de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure pour différentes valeurs de perméabilité à l'air du sol a été réalisée, en considérant un bâtiment sur une dalle portée (Figure 2.22).

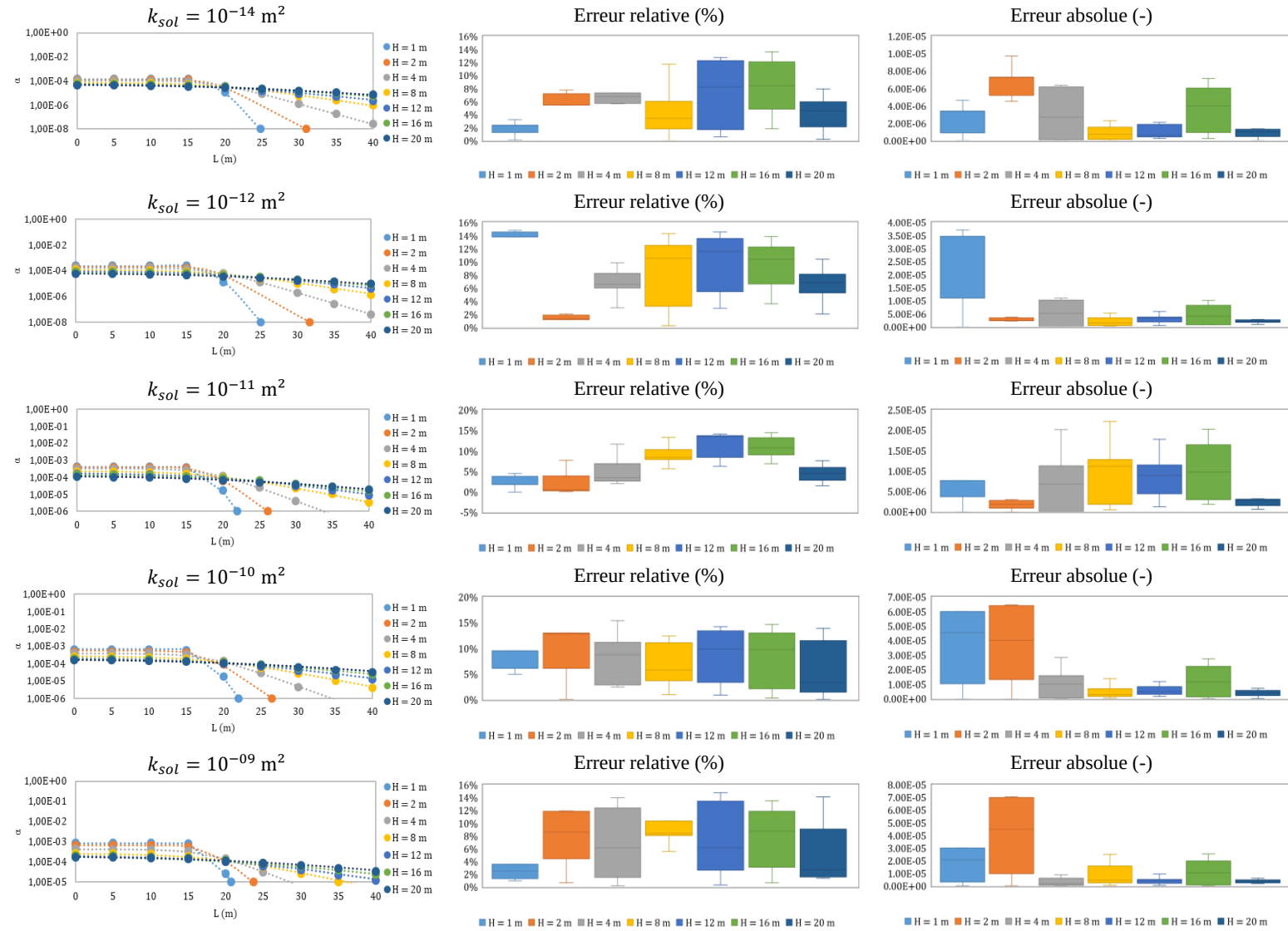


Figure 2.22. Résultats de l'étude paramétrique – Dalle portée.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique (CFD)

Ici, les estimations des MSE-SL sont en bon accord avec les valeurs numériques avec des différences relatives inférieures à 20% (pas de réelles tendances observables). Cependant, malgré ces différences, les valeurs absolues restent de l'ordre de $\sim 10^{-5}$ (avec des valeurs plus élevées pour des sources peu profondes).

2.3.1.3 BÂTIMENT SUR DALLAGE INDÉPENDANT

Une étude de l'impact de la variation de la position de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure pour différentes valeurs de perméabilité à l'air du sol a été réalisée, en considérant un bâtiment avec un dallage indépendant (Figure 2.23).

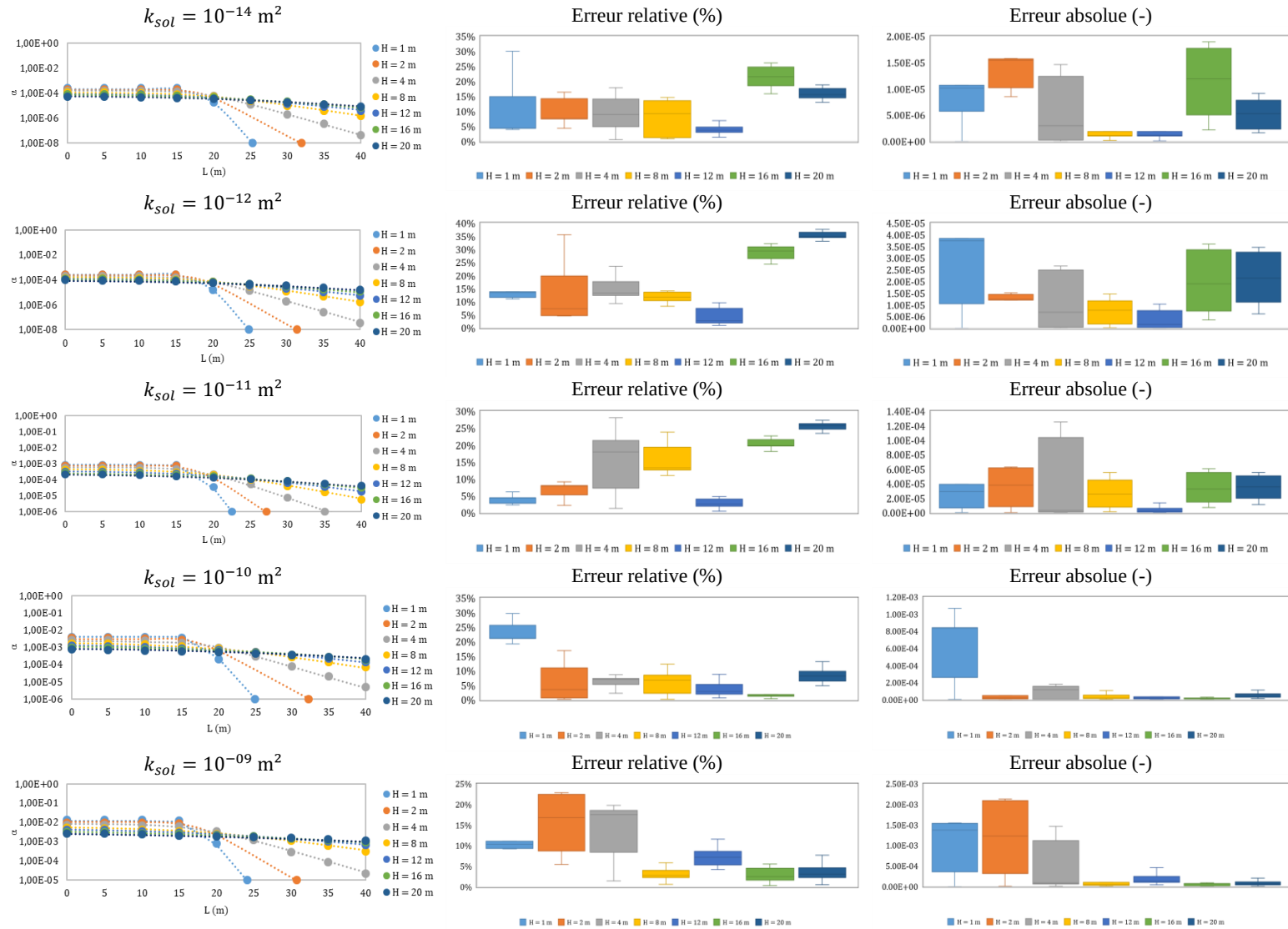


Figure 2.23. Résultats de l'étude paramétrique – Dallage indépendant.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique (CFD)

Les MSE-SL présentent des estimations similaires aux données numériques avec des différences relatives un peu plus élevées que pour les deux cas précédents mais inférieures à 40% (pas de tendance définie). Cependant, malgré ces différences, les valeurs absolues varient entre 10^{-4} et 10^{-3} , avec des valeurs maximales observées pour des sources peu profondes).

2.3.1.4 ANALYSE DES RÉSULTATS

Qualitativement, l'ensemble de courbes suivent les mêmes tendances avec une concentration intérieure qui diminue avec la séparation latérale (numérique et analytique). L'atténuation de la concentration est plus importante lorsque la source est proche de la surface du sol quoi que ce soit la valeur de la perméabilité du sol, confirmant le bon comportement des MSE-SL. La concentration intérieure est plus importante quand la source est sous le bâtiment ($L < 20\text{ m}$). Le point d'inflexion (intersection des courbes) reste le même quoi que soit la valeur de la perméabilité à l'air du sol ($\frac{L_{\text{bât}} + L_{\text{source}}}{2}$). En dehors de l'emprise du bâtiment ($L > 20\text{ m}$), l'atténuation devient plus élevée (diminution de la concentration intérieure avec la séparation latérale) en comparaison aux sources sous l'emprise du bâtiment. La concentration diminue rapidement quand la source est proche de la surface du sol et la séparation latérale augmente. Cependant, l'atténuation de la concentration est moins impactée par la séparation latérale quand la profondeur augmente.

Pour une typologie de soubassement donnée, l'atténuation de la concentration intérieure est également favorisée quand la perméabilité à l'air du sol diminue (~ 10 fois plus faible en comparaison aux plus sols perméables) ou bien par les caractéristiques de soubassement (ex. dalle portée). Ces tendances permettent de confirmer ainsi la cohérence des résultats et la capacité des MSE-SL à tenir compte de la variation de la perméabilité à l'air du sol et des caractéristiques de soubassement. Cependant, malgré l'impact de ces paramètres, l'influence de la position de la source dans le sol reste prédominante par rapport aux caractéristiques physiques du sol (de plusieurs ordres de grandeur quand la source est peu profonde ou superficielle).

Les erreurs relatives sont inférieures à 40% pour l'ensemble de scénarios étudiés. Les différences relatives entre les estimations analytiques et les valeurs numériques sont variables et dépendent principalement de la précision des expressions retenues lors de la construction des MSE-SL (précision associée à l'ajustement des données). Cependant, malgré ces différences, l'erreur absolue varie entre 10^{-4} et 10^{-5} . Ces valeurs sont plus élevées quand la source est peu profonde et au droit du bâtiment (concentration intérieure plus élevée). Cette tendance se répète pour toutes les valeurs de la perméabilité à l'air du sol et pour les différentes typologies de soubassement.

2.3.2 PLAGE D'APPLICATION DES MODÈLES

Les MSE-SL sont construits à partir de la variation de la position de la source (séparation latérale et profondeur de la source) et la perméabilité à l'air du sol en considérant d'autres paramètres d'influence (ex. dépression du bâtiment ou coefficient de diffusion du sol) comme constants. Cependant, ces modèles, de par leur construction (sur la base des MSE-SC), permettent de tenir compte de la variation des autres paramètres comme la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion et la perméabilité de la dalle ayant un impact non négligeable sur le transfert [56]. Ainsi, afin de tester la capacité des MSE-SL proposés à tenir compte de la variation de ces paramètres, au-delà des valeurs qui ont servis à leur construction (extrapolation), une étude paramétrique est proposée.

Cette étude a comme objectif de vérifier d'une part, la bonne réponse des modèles MSE-SL à la variation des paramètres d'influence (qui étaient maintenus constants dans un premier temps), et d'autre part, la précision des estimations en comparaison au modèle numérique utilisé. À partir d'une étude bibliographique, des plages de variation de ces paramètres ont été déterminées : dépression du bâtiment ($1\text{ Pa} < \Delta P < 10\text{ Pa}$), coefficient de diffusion du sol ($10^{-8}\text{ m}^2/\text{s} < D_{\text{sol}} < 10^{-6}\text{ m}^2/\text{s}$) et perméabilité à l'air de la dalle en béton ($10^{-13}\text{ m}^2 < k_{\text{dalle}} < 10^{-11}\text{ m}^2$).

En fonction de cette plage de variation, certains cas d'application sont proposés (Tableau 2.11).

Tableau 2.11. Valeurs d'entrée - Plage d'application des MSE-SL.

Paramètre	Valeur	Unité
Dépression (ΔP)	1, 5, 10	Pa
Coefficient de diffusion dans le sol (D_{sol})	10^{-8} , 10^{-7} , 10^{-6}	m ² /s
Perméabilité de la dalle (k_{dalle})	10^{-13} , 10^{-11}	m ²

L'ensemble de valeurs choisies pour l'analyse de la plage d'application des MSE-SL proposés ont été appliquées aux trois typologies de soubassement (sol nu, dalle portée et dallage indépendant). De même, les MSE-SL ont été testés pour 3 valeurs de séparation latérale (10 m, 20 m et 30 m) et 3 profondeurs de la source (1 m, 6 m et 12 m). Finalement, les résultats issus des MSE-SL ont été comparés avec le modèle numérique CFD [139] et les différences sont présentées sous la forme d'une erreur relative et une erreur absolue.

2.3.2.1 BÂTIMENT SUR SOL NU

Une étude de la plage d'application des MSE-SL est réalisée en considérant un bâtiment sur un sol nu. Les valeurs de la dépression et du coefficient de diffusion sont présentées dans le Tableau 2.11.

2.3.2.1.1 VARIATION DE LA DÉPRESSION DU BÂTIMENT

L'étude de l'influence de la dépression du bâtiment sur l'atténuation de la concentration est réalisée en considérant deux valeurs de la perméabilité à l'air du sol : $k_{sol} = 10^{-12}$ m² et $k_{sol} = 10^{-11}$ m² (Figure 2.24).



Figure 2.24. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction de la dépression du bâtiment (55% plus élevée quand la dépression augmente de 1 Pa à 10 Pa et $k_{sol} = 10^{-12} m^2$). Les MSE-SL présentent des tendances similaires au modèle

numérique pour tous les cas étudiés (position de la source). Les différences relatives sont plus élevées quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1$ m) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment pour les deux valeurs de perméabilité du sol. Cependant, les différences absolues montrent des valeurs de l'ordre de 10^{-9} dans ces cas. Pour des sources plus profondes (plage de développement élargie), ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés. Ces différences ont tendance à augmenter lorsque la valeur de la dépression du bâtiment s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($\Delta P = 4$ Pa).

2.3.2.1.2 VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DU SOL

Une analyse de sensibilité complémentaire est proposée afin d'étudier la capacité des MSE-SL de tenir compte de la variation du coefficient de diffusion (Figure 2.25).

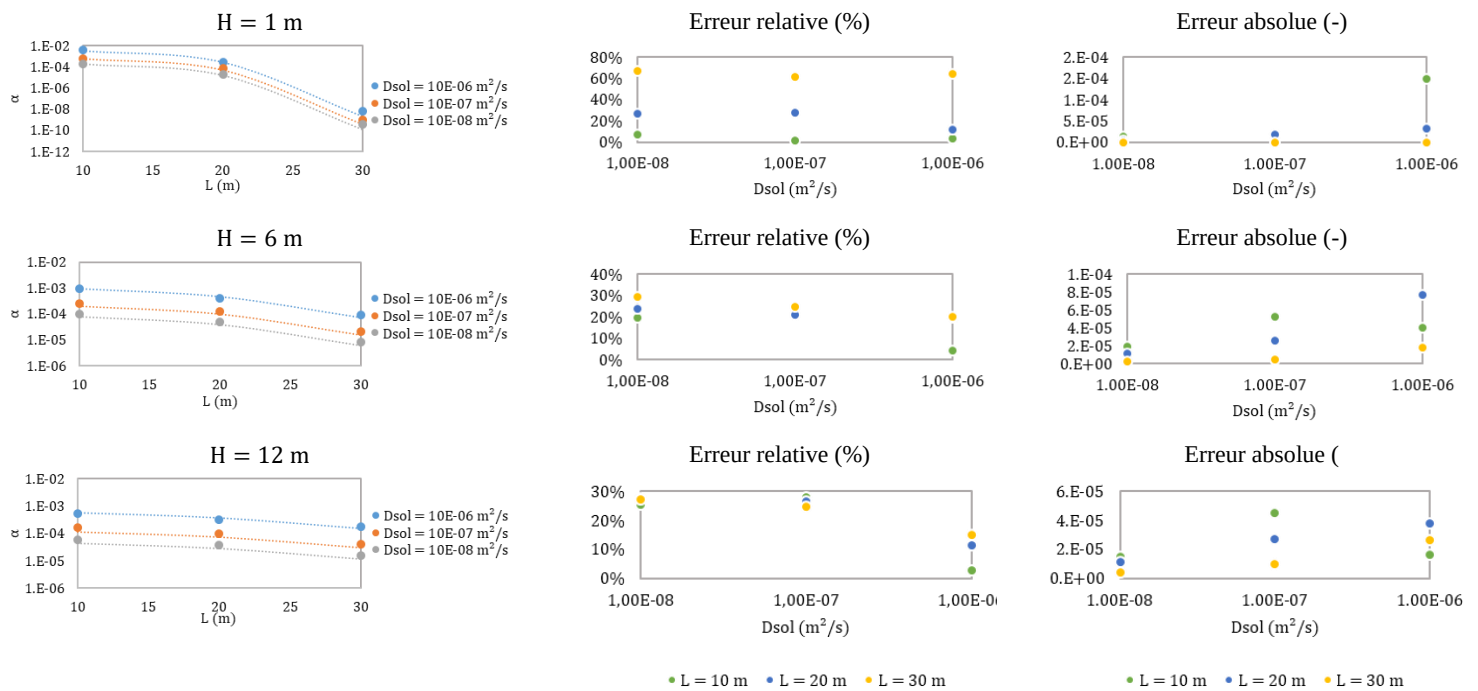


Figure 2.25. Résultats de la variation du coefficient de diffusion.
----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction du coefficient de diffusion du sol ($\sim 95\%$ plus faible quand le coefficient de diffusion diminue de 10^{-6} m²/s à 10^{-8} m²/s). Les estimations des MSE-SL ont des tendances similaires aux données numériques. Les différences trouvées mettent en évidence qu'il existe des différences relatives importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1$ m) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cependant, pour des sources plus profondes, ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés. Ces différences ont tendance à augmenter lorsque la valeur du coefficient de diffusion du sol s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($D_{sol} = 10^{-6}$ m²/s).

2.3.2.2 BÂTIMENT SUR DALLE PORTÉE

Une étude de la plage d'application des MSE-SL est réalisée en considérant un bâtiment sur une dalle portée. Les valeurs de la dépression et du coefficient de diffusion sont présentées dans le Tableau 2.11.

2.3.2.2.1 VARIATION DE LA DÉPRESSION DU BÂTIMENT

Comme dans le cas précédent, l'étude de l'influence de la dépression du bâtiment sur l'atténuation de la concentration est réalisée en considérant deux valeurs de la perméabilité à l'air du sol : $k_{sol} = 10^{-12} m^2$ et $k_{sol} = 10^{-11} m^2$ (Figure 2.26).

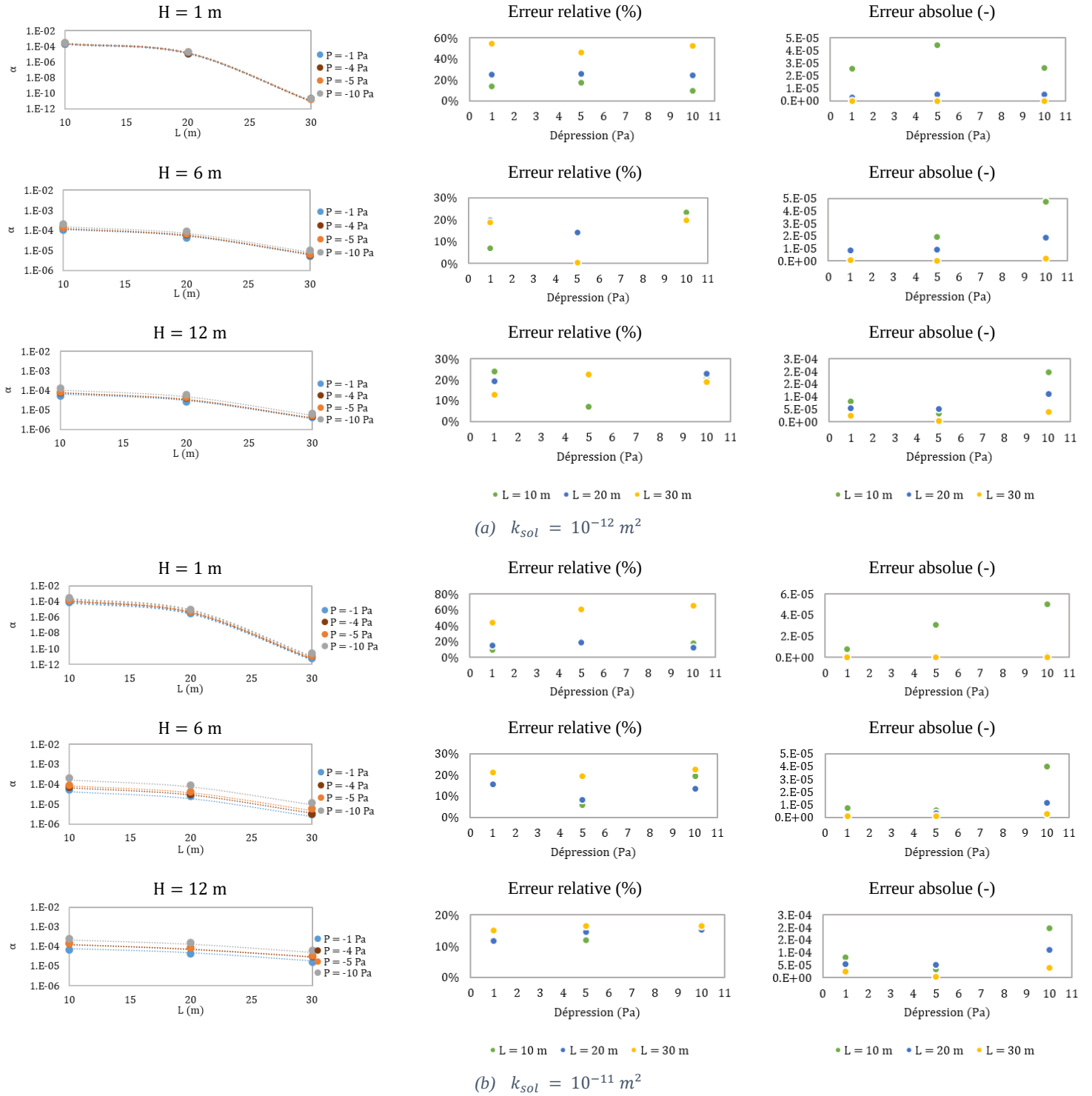


Figure 2.26. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction de la dépression du bâtiment (47% plus élevée quand la dépression augmente de 1 Pa à 10 Pa et $k_{sol} = 10^{-12} m^2$). Comme dans le cas précédent, les modèles présentent des résultats et tendances similaires aux données numériques. Il existe des différences importantes quand la source est proche

de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cependant, les différences absolues montrent des valeurs très faibles ($\sim 10^{-10}$). Pour des sources plus profondes, ces différences restent de l'ordre de 30% dans tous les cas d'étude considérés. La précision des MSE-SL a tendance à se dégrader lorsque la valeur de la dépression du bâtiment s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($\Delta P = 4 \text{ Pa}$).

2.3.2.2.2 VARIATION DE LA PERMÉABILITÉ DE LA DALLE

Une analyse de sensibilité complémentaire est proposée afin d'étudier la capacité des MSE-SL de tenir compte de la variation de la perméabilité de la dalle (Figure 2.27).

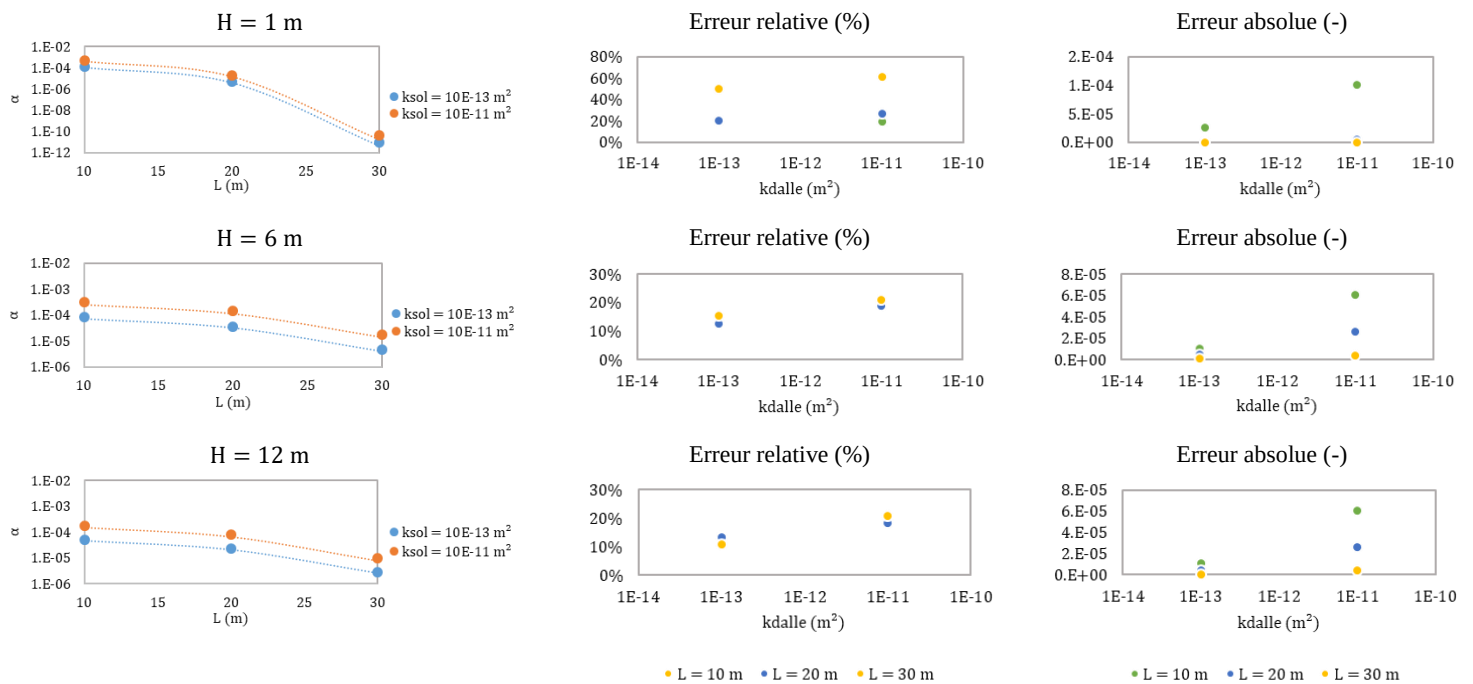


Figure 2.27. Résultats de la variation de la perméabilité de la dalle.
----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction de la perméabilité de la dalle ($\sim 232\%$ plus élevée quand la perméabilité de la dalle augmente de 10^{-13} m^2 à 10^{-11} m^2). Les résultats montrent que les MSE-SL ont la capacité de tenir compte de la variation de la perméabilité à l'air de la dalle. Ces modèles présentent des résultats et tendances similaires aux données numériques. Comme dans les cas précédents, il existe des différences importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cependant, pour des sources plus profondes, ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés. Ces différences ont tendance à augmenter lorsque la valeur d'entrée s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($k_{dalle} = 10^{-13} \text{ m}^2$).

2.3.2.2.3 VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DU SOL

Une analyse de sensibilité complémentaire est proposée afin d'étudier la capacité des MSE-SL de tenir compte de la variation du coefficient de diffusion du sol pour un bâtiment sur dalle portée (Figure 2.28).

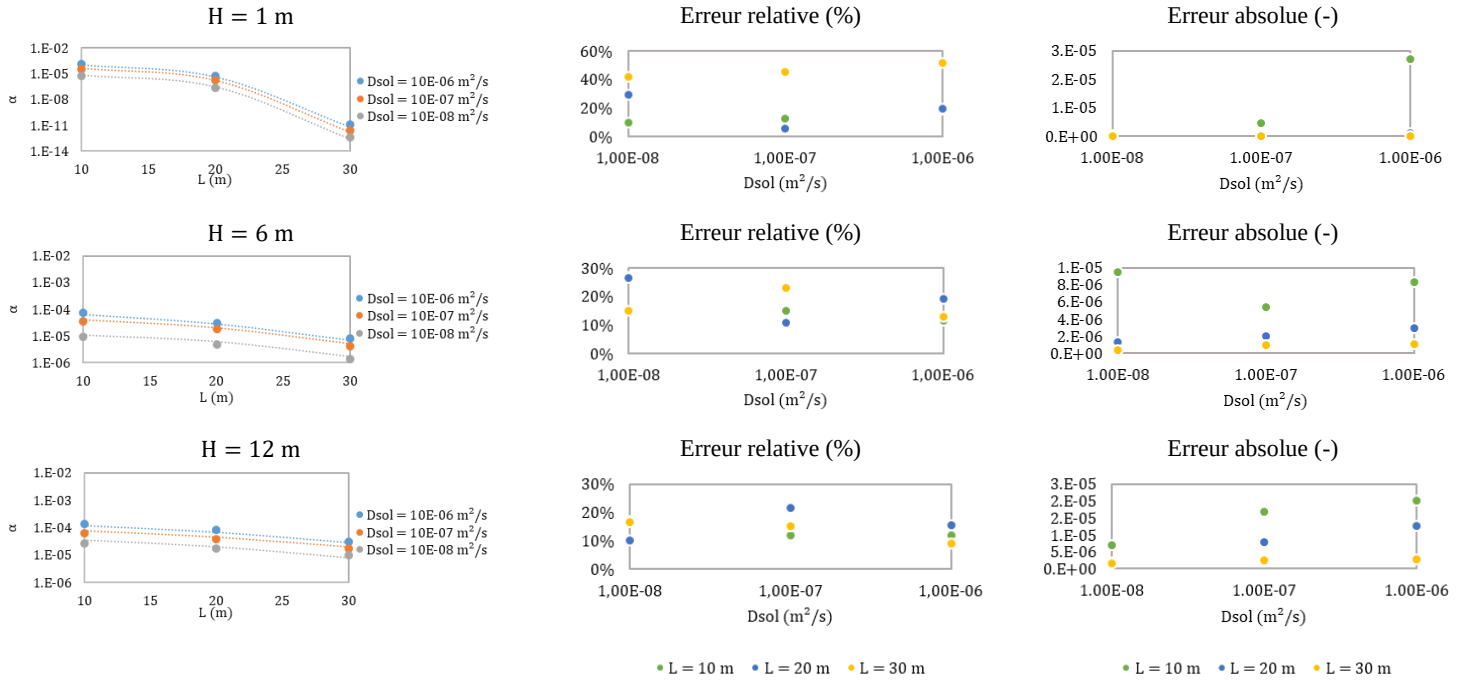


Figure 2.28. Résultats de la variation du coefficient de diffusion.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction du coefficient de diffusion ($\sim 97\%$ plus faible quand le coefficient de diffusion diminue de $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ à $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$). Les estimations des MSE-SL présentent des valeurs et des tendances similaires aux données numériques. Les différences trouvées mettent en évidence qu'il existe des différences importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cependant, pour des sources plus profondes, ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés. Ces différences ont tendance à augmenter lorsque la valeur du coefficient de diffusion du sol s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($D_{sol} = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$).

2.3.2.3 BÂTIMENT SUR DALLAGE INDÉPENDANT

Une étude de la plage d'application des MSE-SL est réalisée en considérant un bâtiment sur un dallage indépendant. Les valeurs de la dépression et du coefficient de diffusion sont présentées dans le Tableau 2.11.

2.3.2.3.1 VARIATION DE LA DÉPRESSION DU BÂTIMENT

Comme dans le cas précédent, l'étude de l'influence de la dépression du bâtiment sur l'atténuation de la concentration est réalisée en considérant deux valeurs de la perméabilité à l'air du sol : $k_{sol} = 10^{-12} \text{ m}^2$ et $k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$ (Figure 2.29).

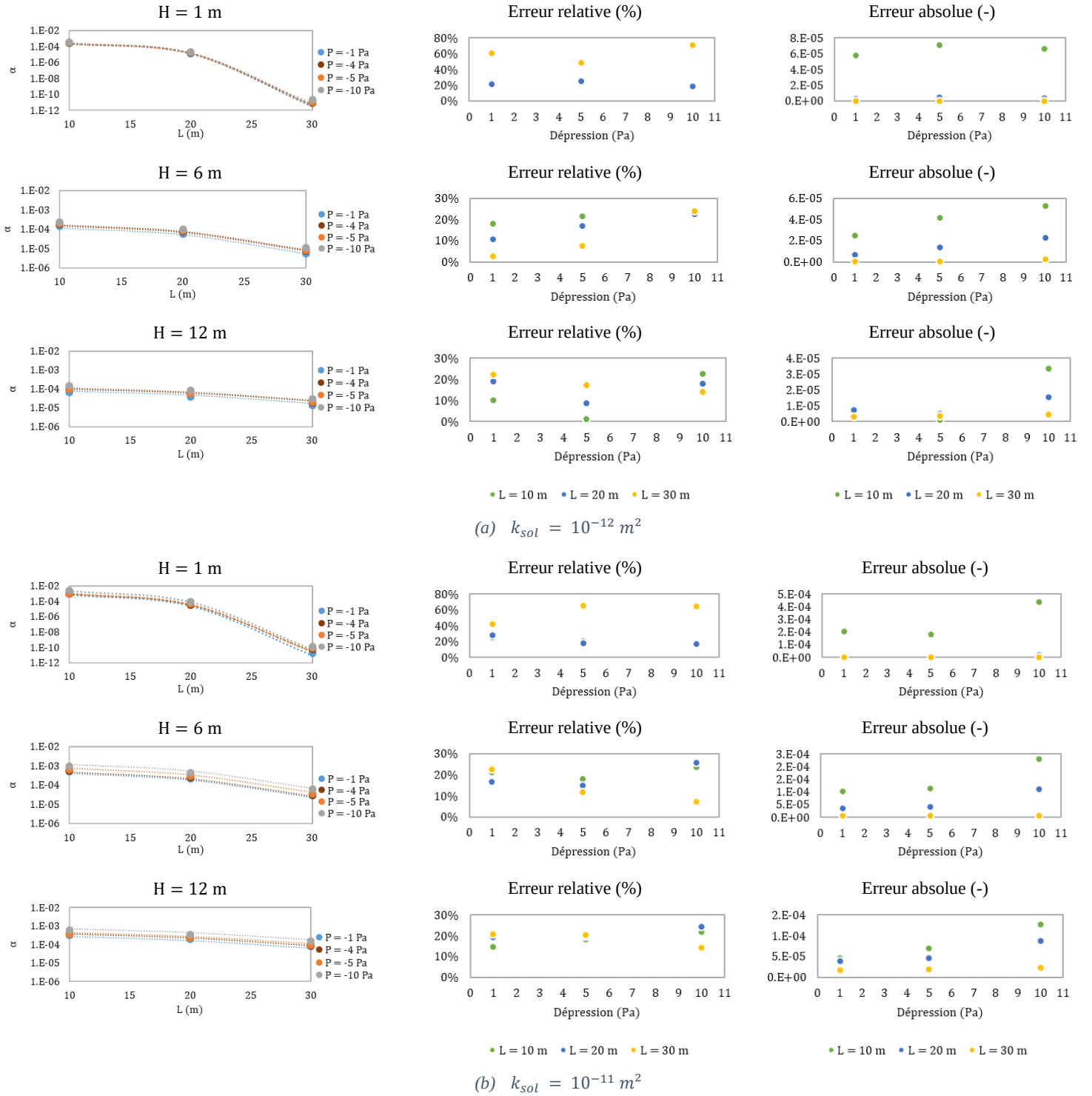


Figure 2.29. Résultats de la variation de la dépression du bâtiment.
 ----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction de la dépression du bâtiment (34% plus élevée quand la dépression augmente de 1 Pa à 10 Pa et $k_{sol} = 10^{-12} m^2$). Comme dans le cas précédent, les modèles présentent des résultats et tendances similaires aux données numériques. Il existe des différences importantes quand la source est proche

de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cependant, les différences absolues montrent des valeurs de l'ordre de 10^{-10} . Pour des sources plus profondes, ces différences restent assez faibles étant inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés.

2.3.2.3.2 VARIATION DE LA PERMÉABILITÉ DE LA DALLE

Une analyse de sensibilité complémentaire est proposée afin d'étudier la capacité des MSE-SL de tenir compte de la variation de la perméabilité de la dalle (Figure 2.30).

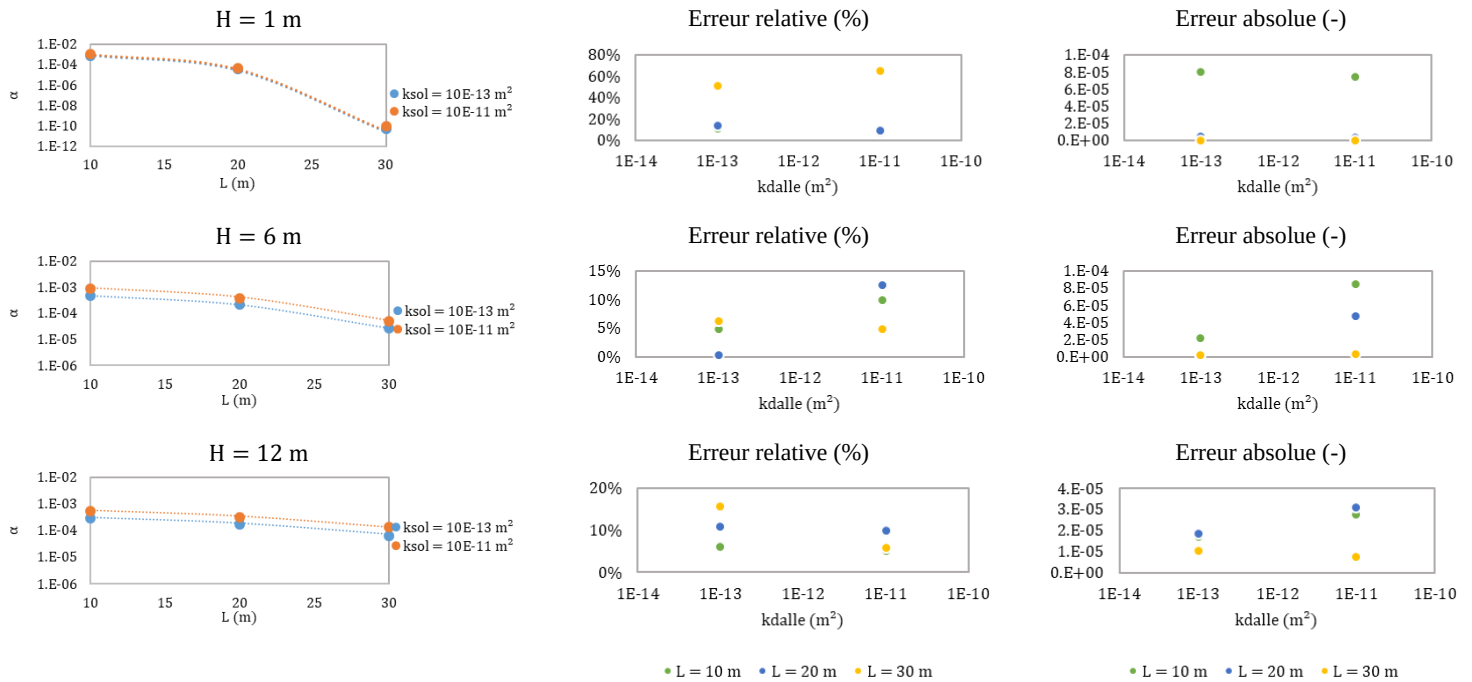


Figure 2.30. Résultats de la variation de la perméabilité de la dalle.
----- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction de la perméabilité de la dalle ($\sim 51\%$ plus élevée quand la perméabilité de la dalle augmente de 10^{-13} m^2 à 10^{-11} m^2). Les résultats montrent que les MSE-SL ont la capacité de tenir compte de la variation de la perméabilité à l'air de la dalle. Ces modèles présentent des résultats et tendances similaires aux données numériques. Comme dans les cas précédents, il existe des différences importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Pour des sources plus profondes, ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés.

2.3.2.3.3 VARIATION DU COEFFICIENT DE DIFFUSION DU SOL

Une analyse de sensibilité complémentaire est proposée afin d'étudier la capacité des MSE-SL de tenir compte de la variation du coefficient de diffusion du sol (Figure 2.31).

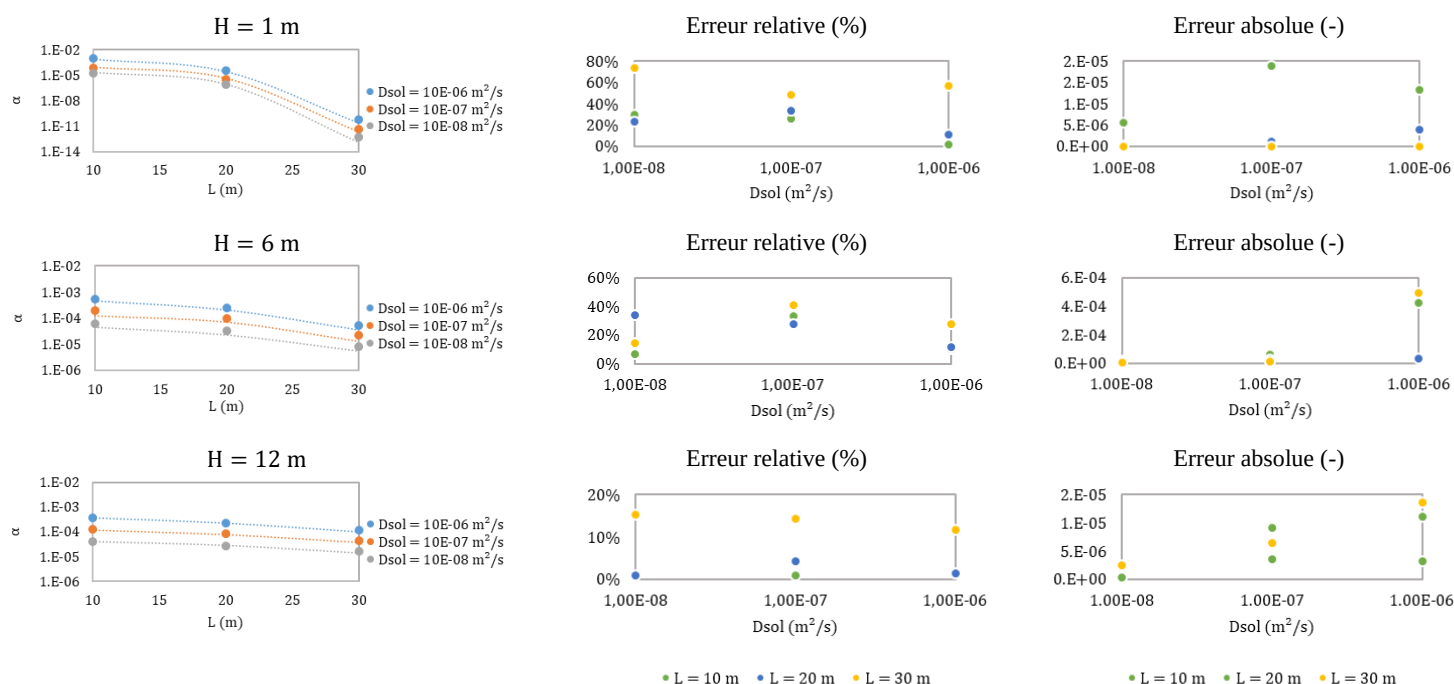


Figure 2.31. Résultats de la variation du coefficient de diffusion du sol.
 ---- MSE-SL ; • Modèle numérique

La concentration intérieure varie en fonction du coefficient de diffusion du sol ($\sim 99\%$ plus faible quand le coefficient de diffusion diminue de $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ à $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$). Les estimations des MSE-SL présentent des valeurs et des tendances similaires aux données numériques. Les différences trouvées mettent en évidence qu'il existe des différences importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Pour des sources plus profondes, ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés. Ces différences ont tendance à augmenter lorsque la valeur du coefficient de diffusion s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($D_{sol} = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$).

2.3.2.4 ANALYSE DES RÉSULTATS

Les MSE-SL ont été utilisés pour vérifier leur capacité de tenir compte de la variation de la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion du sol et la perméabilité à l'air du sol, au-delà des valeurs qui ont servi à leur construction. Qualitativement, les modèles présentent des résultats cohérents vis-à-vis des données numériques. L'évolution de la concentration intérieure reste similaire aux résultats précédents avec l'augmentation de l'atténuation lorsque la séparation latérale augmente.

Ces résultats permettent également de confirmer les tendances retrouvées dans la littérature. Concernant les caractéristiques du bâtiment et pour une typologie de soubassement donnée, une augmentation de la dépression du bâtiment favorisant le débit d'air entrant dans le bâtiment peut augmenter la concentration intérieure en polluant (flux de polluant provenant du sol plus élevé). La variation du coefficient de diffusion va impacter le transfert de polluant. Ainsi, plus le coefficient de diffusion est élevé, plus la concentration intérieure est importante (favorisation du flux diffusif). En fonction des caractéristiques de soubassement, les bâtiments ont une réponse différente à l'entrée de polluants gazeux du sol. En général, la dalle agit comme barrière minimisant l'impact des polluants gazeux du sol à l'intérieur du bâtiment. Ainsi, augmenter la perméabilité à l'air de la dalle peut favoriser l'entrée de polluants.

Les résultats mettent en évidence qu'il existe des différences importantes quand la source est proche de la surface du sol ($H = 1 \text{ m}$) et décalée latéralement de 30 m du bâtiment. Cette tendance se répète pour tous les scénarios

de comparaison étudiés. Ces différences sont associées notamment à l'extrapolation des expressions lorsque la limite de distance latérale utilisée pour la construction des MSE-SL est dépassée (distance latérale maximale de 25 m quand $H < 4$ m). Cependant, les différences absolues montrent des valeurs très faibles ($\sim 10^{-10}$) dans ces cas (concentration intérieure faible quand la source est proche de la surface du sol et la séparation latérale augmente). En effet, les sources proches de la surface du sol et décalées latéralement ($L = 30$ m) produisent une atténuation de l'ordre de 10^{-10} , étant très faible par rapport aux cas où la source est plus proche du bâtiment ($L < 20$ m). Pour des sources plus profondes (plage de développement élargie), ces différences restent inférieures à 30% dans tous les cas d'étude considérés.

La précision des modèles peut se dégrader lorsque la valeur des paramètres d'entrée s'éloigne de la valeur référence utilisée pour la construction des MSE-SL ($\Delta P = 4$ Pa ; $D_{sol} = 10^{-06} \text{ m}^2/\text{s}$; $k_{dalle} = 10^{-06} \text{ m}^2/\text{s}$). En effet, les expressions retenues des MSE-SL sont sujettes aux valeurs fixes (au-delà de séparation latérale, profondeur et perméabilité à l'air du sol) utilisées pour leur construction. Ainsi, des variations de ces valeurs peuvent induire des écarts dans les résultats. Cependant, malgré ces écarts, en fonction des valeurs choisies pour la validation de la plage d'application des modèles, ces différences restent faibles avec des valeurs absolues de l'ordre de 10^{-05} .

Finalement, les résultats montrent que les MSE-SL ont la capacité de tenir compte avec précision de la variation de la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion du sol et la perméabilité à l'air de la dalle pour les différentes configurations de soubassement étudiées (sol nu, dalle portée et dallage indépendant).

2.3.3 VALIDATION PAR RAPPORT AUX TRAVAUX EXISTANTS

Dans le but d'analyser la capacité des modèles développés à modéliser avec précision le transfert, une comparaison est proposée, d'une part, avec les expériences conduites par Marzougui [141], et d'autre part, avec les modèles de transfert utilisés aujourd'hui pour l'évaluation des risques sanitaires [33], [56], [107]. Ces derniers sont caractérisés par leur capacité de modéliser le transfert (Figure 2.32).

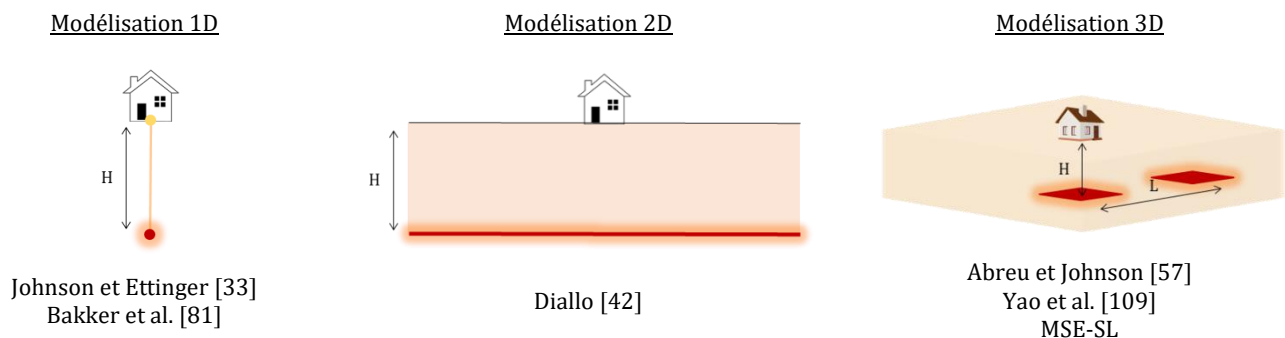


Figure 2.32. Schéma conceptuel de modélisation du transfert – Modèles de transfert.

Les modèles monodimensionnels sont les plus utilisés, malgré les hypothèses simplificatrices pouvant générer des incertitudes dans les estimations. Ces modèles 1D sont issus d'un développement mathématique unidimensionnel dans le sens vertical (transfert direct de la source de pollution jusqu'à un point à l'intérieur du bâtiment). Les modèles 2D tiennent compte du transfert en direction verticale et horizontale. Le modèle bidimensionnel tient compte de la migration des vapeurs vers l'atmosphère, contrairement aux modèles unidimensionnels. Finalement, les modèles 3D décrivent un transfert de polluants selon les trois directions de l'espace. Cette approche tridimensionnelle permet une simulation plus précise du transfert (ex. source latérale).

La comparaison des différents scénarios permet de faire une analyse de la précision des modèles proposés ainsi que de vérifier leur validité face aux données expérimentales et outils existants. Ainsi, trois cadres de comparaison

sont proposés : expérimentale [141] ; modèles de source continue (SC) [33], [56], [107] et modèles de source latérale (SL) [57], [60].

2.3.3.1 TRAVAUX EXPÉRIMENTAUX (MARZOUGHI, 2013)

Dans un premier temps, les MSE-SL ainsi que les modèles classiques Johnson et Ettinger [33], Bakker et al. [81] et les MSC-SC [56] ont été adaptés pour représenter les expériences conduites par Marzougui [141] décrites précédemment (§1.1.1). Ces dernières consistent à l'injection du trichloréthylène dans un bassin expérimental et le suivi du transfert de vapeurs jusqu'à une chambre expérimentale conditionnée pour représenter des environnements intérieurs à des dépressions contrôlées.

La source de pollution est supposée au droit du bâtiment et positionnée sur la limite inférieure du domaine. La concentration de la source est calculée à partir de la moyenne des 3 concentrations mesurées dans le sol sous la dalle ($z = 0,40\text{ m}$) et utilisée comme concentration d'une source équivalente ($C_{source} = 3,98 \times 10^{-02}\text{ mol/m}^3$). La concentration intérieure dans la chambre expérimentale est évaluée avec les différents modèles pour trois dépressions de la chambre : 5,9 Pa, 10,9 Pa et 21,4 Pa (Figure 2.34).

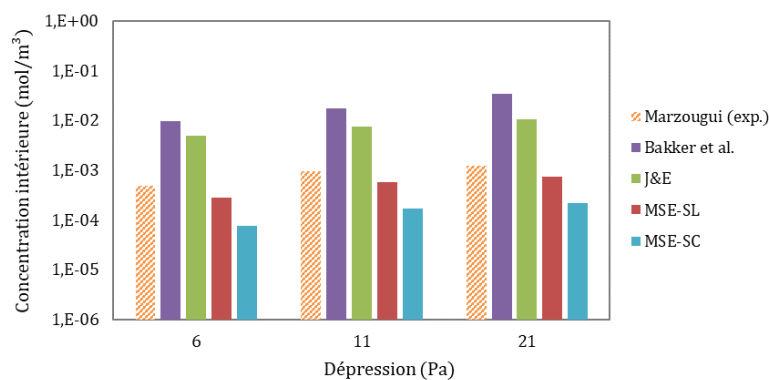


Figure 2.33. Variation de la concentration intérieure en fonction de la dépression générée dans le caisson expérimental.

Les résultats montrent que les modèles monodimensionnels ont tendance à surestimer de plusieurs ordres de grandeur la concentration intérieure par rapport aux données expérimentales (~ 1 ou 2 ordres de grandeur). Ces différences sont associées principalement à l'hypothèse de transfert unidirectionnel (Figure 2.33). En effet, l'influence de l'atmosphère n'est pas considérée dans les estimations et le flux de polluant va directement dans le bâtiment. De plus, les modèles considèrent la fissure (dallage indépendant) comme le seul point d'entrée des polluants (passage libre) négligeant le transfert par la porosité de la dalle (résistance induite). Les MSE-SC sous-estiment la concentration intérieure par rapport aux données expérimentales (85%). Ces modèles par ses caractéristiques (transfert bidimensionnel) peuvent présenter des incertitudes pour représenter correctement le transfert par rapport aux modèles tridimensionnels par la manière dont est prise en compte le terme source de pollution (source infinie sur la limite inférieure du domaine). De même, une représentation 2D peut générer des incertitudes et donc des écarts vis-à-vis d'une modélisation 3D (domaine, géométrie du bâtiment, extension de la source, ...). Ces incertitudes sont additionnées aux incertitudes existantes dans la construction des modèles semi-empiriques (ajustement de courbes) se portant comme responsables des écarts entre les MSE-SC et les données expérimentales et les MSE-SL. Finalement, parmi l'ensemble de modèles, les MSE-SL sont le plus proches des valeurs expérimentales (différence relative de 44%).

2.3.3.2 MODÈLES CLASSIQUES

Le principal avantage des MSE-SL en comparaison aux modèles classiques (SC) de Johnson et Ettinger [33] et Bakker [81] est sa capacité de tenir compte de la séparation latérale entre la source et le bâtiment. Dans le but de

faire ressortir les difficultés des modèles construits sur la base d'une source homogène quand une source latérale est considérée, une analyse comparative est proposée en fonction de la latéralité de la source (Tableau 2.12).

Tableau 2.12. Données d'entrée – Cadre de comparaison des modèles classiques (SC).

Paramètre	Valeur	Unité
Type de soubassement	Dallage indépendant	-
Coefficient de diffusion dans le sol (D_{sol})	10^{-6}	m^2/s
Perméabilité du sol (k_{sol})	10^{-11}	m^2
Coefficient de diffusion dans la dalle (D_{dalle})	10^{-8}	m^2/s
Perméabilité de la dalle (k_{dalle})	10^{-11}	m^2
Dépression (ΔP)	4	Pa
Taille de la source (T_s)	30 x 30	m
Profondeur de la source (H)	4 ; 8	m
Séparation latérale (L)	0 ; 10 ; 20 ; 30	m

L'influence de la séparation latérale est prépondérante quand la source est proche de la surface du sol. Ainsi, pour cette analyse, deux profondeurs de la source sont proposées : $H = 4\text{ m}$ et $H = 8\text{ m}$ (Figure 2.34).

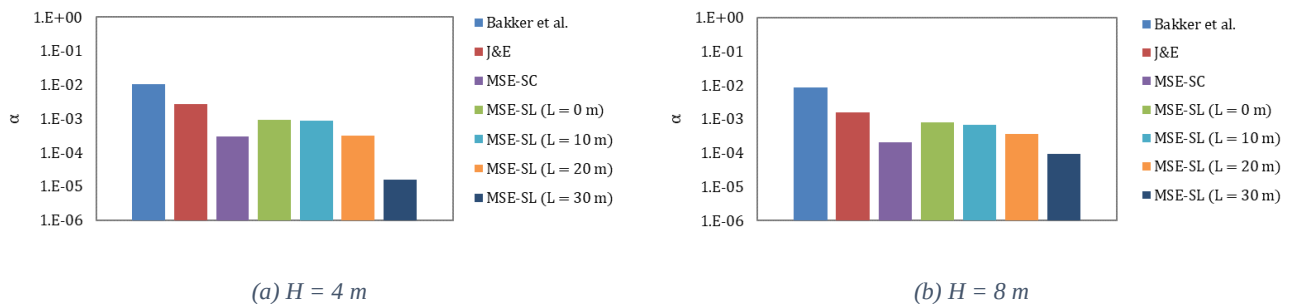


Figure 2.34. Comparaison aux modèles classiques (Dallage indépendant).

Au droit du bâtiment ($L = 0\text{ m}$), les résultats montrent que les modèles monodimensionnels estiment des valeurs de concentration plus élevées par rapport aux MSE-SC et aux MSE-SL. Comme il a été mentionné précédemment, par ses caractéristiques, le transfert unidirectionnel peut occasionner des différences importantes dans les estimations (surestimation du flux de polluant). En effet, cette approche suppose que tout le polluant venant du sol arrive au-dessous des fondations et aucun flux ne se dirige vers l'atmosphère ce qui génère un flux plus élevé. Les MSE-SC présentent des valeurs inférieures aux MSE-SL (69%). Cette tendance est associée principalement aux différences entre les deux approches (ex. modélisation de la source) ainsi qu'aux incertitudes dans leur construction (ajustement) et les différences entre les outils numériques utilisés lors de leur construction.

L'atténuation de la concentration est plus importante lorsque la séparation latérale augmente (écart plus important). Des sources peu profondes génèrent une atténuation plus importante en comparaison aux sources profondes. Par conséquent, ces différences sont plus élevées quand la source est proche de la surface du sol (2 à 3 ordres de grandeur) que lorsque la source est profonde (1 ordre de grandeur). Finalement, ces résultats mettent en évidence qu'ignorer la séparation latérale entre la source et le bâtiment (plus précisément, considérer une distribution continue et uniforme de la source de pollution) peut expliquer les écarts des modèles existants trouvés dans ce chapitre ainsi que ceux présentés dans la littérature [41], [42], [79], [132].

2.3.3.3 MODÈLES TENANT COMPTE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE

Contrairement aux modèles classiques, il existe des modèles de la littérature permettant de tenir compte de la latéralité de la source : le modèle numérique d'Abreu et Johnson [57] et le modèle semi-empirique proposé par Yao et al. [60]. Dans but de comparer les MSE-SL avec ces modèles, une étude comparative est proposée sur la base de l'étude numérique conduite par Abreu et Johnson [57] (Tableau 2.13).

Tableau 2.13. Données d'entrée – Cadre de comparaison des modèles prenant en compte la latéralité de la source (SL) [57].

Paramètre	Valeur	Unité
Type de soubassement	Dallage indépendant	-
Coefficient de diffusion dans le sol (D_{sol})	10^{-6}	m^2/s
Perméabilité du sol (k_{sol})	10^{-11}	m^2
Coefficient de diffusion dans la dalle (D_{dalle})	10^{-8}	m^2/s
Perméabilité de la dalle (k_{dalle})	10^{-13}	m^2
Dépression (ΔP)	5	Pa
Taille de la source (T_s)	30 x 30	m
Profondeur de la source (H)	3 ; 8	m
Séparation latérale (L)	0 ; 10 ; 20 ; 30	m

De cette manière, les valeurs de la concentration adimensionnelle (ou facteur d'atténuation) issues de la littérature ont été comparées ainsi aux valeurs des MSE-SL et du modèle Yao et al. [60] en fonction de leur évolution en fonction de la séparation latérale pour deux profondeurs de la source : $H = 3\text{ m}$ et $H = 8\text{ m}$ (Figure 2.35).

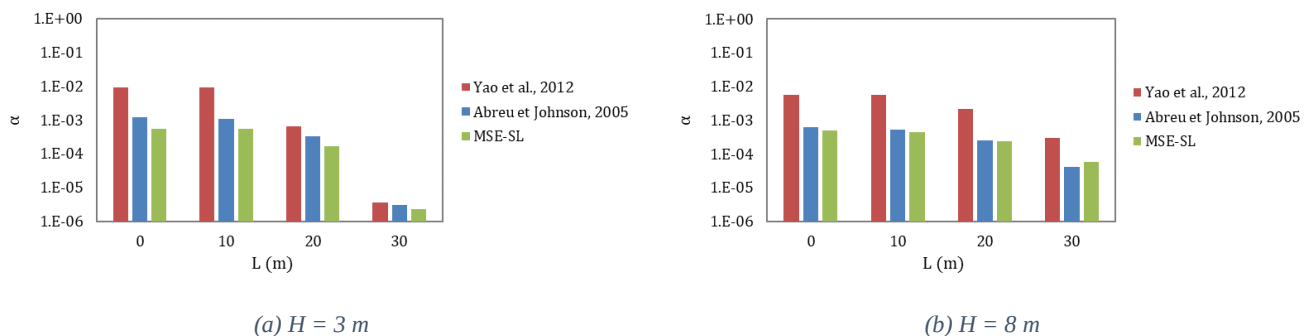


Figure 2.35. Comparaison aux modèles prenant en compte la latéralité de la source (Dallage indépendant).

Les résultats montrent que les trois approches présentent la même tendance. L'atténuation de la concentration augmente avec la séparation latérale et reste plus importante lorsque la source est proche de la surface du sol par rapport aux sources plus profondes. Les MSE-SL sont proches des données numériques de l'étude conduite par Abreu et Johnson. Ces différences sont de l'ordre de 54% et 38% quand $H = 3\text{ m}$ et $H = 8\text{ m}$ respectivement. Ces différences sont associées principalement aux différences des outils numériques (construction des MSE-SL). Ces écarts sont plus importants en comparaison au modèle Yao et al. [60] allant jusqu'à 94% (différence relative). Ces différences sont observées notamment dans les premiers mètres de séparation (sous le bâtiment). En effet, les auteurs considèrent que la source est latérale uniquement quand elle est localisée en dehors de l'emprise du bâtiment ($L > 20\text{ m}$). Sous le bâtiment, les auteurs considèrent que la source est continue (concentration constante) même s'il a été montré que la séparation latérale joue un rôle important dans cette zone (§1.2.2). Ainsi, même si la séparation latérale n'a pas un impact important sur l'atténuation de la concentration intérieure quand la source est dans l'emprise du bâtiment, négliger cet aspect peut générer des incertitudes dans les estimations.

Finalement, ces résultats montrent que malgré les différences entre les approches, les MSE-SL ont la capacité de représenter avec précision des scénarios plus réalistes modélisés par d'autres outils numériques CFD et de tenir compte de l'influence de la séparation latérale entre la source et le bâtiment. Par contre, il existe des différences importantes entre les MSE-SL et le modèle semi-empirique proposé par Yao et al. [60], notamment dans les premiers mètres de séparation.

2.4 CONCLUSION

Dans le but de pouvoir estimer avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol et de parvenir une gestion optimale des situations de pollution, de nouveaux modèles de transfert ont été développés. Ces modèles permettent de mieux préciser les caractéristiques des scénarios de pollution notamment en tenant compte de la latéralité de la source et donc de diminuer les incertitudes dans l'évaluation de risques en élargissant la gamme d'application des modèles existants à des scénarios plus réalistes.

Ces modèles sont construits sur la base de la méthode de construction des modèles semi-empiriques proposée par Diallo [42], à partir de l'expérimentation numérique et l'analyse adimensionnelle. Ainsi, les modèles semi-empiriques (MSE-SC) ont été couplés avec une corrélation empirique permettant de tenir compte de la latéralité de la source. De par leur construction, les MSE-SL permettent d'une part, de garder la capacité des MSE-SC de tenir compte des propriétés physiques du sol et des caractéristiques du bâtiment, et d'une autre part, de pouvoir prendre en considération l'influence de la latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure.

Une analyse comparative des MSE-SL avec le modèle numérique a été réalisée en fonction de la variation des paramètres utilisés pour leur construction (L , H et k_{sol}) permettant de vérifier la précision des estimations. À partir de cette étude, il a été montré que les MSE-SL présentent des tendances similaires aux données numériques pour l'ensemble de scénarios étudiés. Ces résultats permettent de conclure que la position de la source joue un rôle plus déterminant sur l'atténuation de la concentration intérieure en comparaison à la perméabilité à l'air du sol. Les différences retrouvées entre les estimations analytiques et les valeurs numériques sont variables et dépendent principalement de la précision des expressions retenues lors de la construction des MSE-SL (Tablecurve2D).

Les MSE-SL ont été construits en considérant des paramètres comme la dépression du bâtiment ou le coefficient de diffusion du sol constants. Cependant, ces paramètres peuvent impacter considérablement le transfert de polluants vers le bâtiment et donc les niveaux de concentration intérieure. Ainsi, une analyse de la plage d'application en fonction de la variation de la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion et la perméabilité à l'air de la dalle a été conduite au-delà des valeurs qui ont servi à leur construction. Les résultats ont montré que les MSE-SL ont la capacité de prendre en compte avec précision la variation de la dépression du bâtiment, du coefficient de diffusion du sol et de la perméabilité à l'air de la dalle pour les différentes configurations de soubassement étudiées (sol nu, dalle portée et dallage indépendant). Il a été également confirmé que même si l'impact de ces paramètres peut modifier la concentration intérieure, l'atténuation de celle-ci est associée principalement à la position de la source dans le sol.

De même, ces nouveaux modèles ont été comparés à des données expérimentales ainsi qu'à des modèles de la littérature dans le but de réaliser une analyse sur les différences existantes entre les modèles ainsi que de vérifier la validité des MSE-SL proposés par rapport aux données expérimentales et outils actuels. Malgré des différences avec les données expérimentales, les résultats permettent de conclure que les MSE-SL sont capables de modéliser avec précision le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. Il a été montré également les difficultés des modèles classiques (SC) à prendre en compte la latéralité de la source et qu'ignorer ce paramètre peut induire les écarts des modèles existants déjà observés dans la littérature. Finalement, il a été mis en évidence que les MSE-SL ont la capacité de représenter avec précision des scénarios plus réalistes (SL) modélisés par d'autres outils numériques CFD et de tenir compte de l'influence de la séparation latérale entre la source et le bâtiment.

Comme il a été mentionné précédemment, l'application des expressions proposées dépendra de la disponibilité des données d'entrée (caractérisation de la situation de pollution). Le manque de données d'entrée en amont oblige à la réalisation des hypothèses sur l'ensemble des inconnues. Cependant, ces modèles peuvent être utilisés pour la réalisation des études de sensibilité sur les différents paramètres d'influence à partir d'un scénario bien défini. Cependant, une caractérisation plus précise des scénarios de pollution permettra de dégager ces hypothèses, et donc de réaliser une modélisation plus fine de l'évaluation des niveaux de concentration et les niveaux d'exposition en fonction de la position de la source, des propriétés physiques du sol (perméabilité à l'air et coefficient de diffusion) et des caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, taux de renouvellement d'air, volume, ...).

Compte tenu des avantages portés par les MSE-SL, ces modèles peuvent apporter une meilleure précision de l'évaluation des risques sanitaires associées aux polluants gazeux du sol. Cependant, et au vu des hypothèses considérées pouvant limiter leur utilisation (hypothèses du modèle numérique, gamme de valeurs d'entrée, ...), il est fortement recommandé de garder dans l'esprit l'ensemble des hypothèses permettant ainsi de faire une meilleure analyse des résultats.

CHAPITRE 3. ÉTUDE PARAMÉTRIQUE MATHIS-QAI - ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEURE

3.1 MODÉLISATION DES ENVIRONNEMENTS INTÉRIEURS

Les modèles de transfert présentés dans le chapitre précédent permettent d'estimer un transfert potentiel de polluants gazeux du sol vers un environnement intérieur décrit de manière simplifiée. L'utilisation de ces outils n'est pas d'estimer les niveaux d'exposition dans les espaces intérieurs mais de conduire une analyse qualitative de l'impact de la pollution du sol sur la qualité de l'air intérieur. Ces modèles sont construits en considérant un mélange homogène et instantané des polluants avec l'air intérieur et des valeurs représentatives des situations moyennes du taux de renouvellement d'air et de dépression du bâtiment. Ils sont généralement utilisés quand peu d'informations sont disponibles, ce qui peut générer des écarts de plusieurs ordres de grandeur en comparaison aux mesures des niveaux de concentration intérieure, ce qui limite leur usage à des fins de discrimination des situations problématiques [10].

Pour des descriptions détaillées et la réalisation d'évaluation des niveaux d'exposition, ces modèles de transfert peuvent être inadaptés. Par conséquent, pour des analyses plus précises des environnements intérieurs et des usages particuliers, il est préféré une modélisation spécifique en combinant les modèles de transfert et des codes de ventilation. La combinaison de ces deux approches permet de tenir compte de la variation temporelle ou spatiale des concentrations dans l'air intérieur en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques du bâtiment au cours du temps. Ce couplage permet de prévenir l'éventuelle mise en œuvre de mesures inadaptées voire de solutions extrêmes qui compromettraient l'efficacité et la performance énergétique de la structure, ou bien des solutions insuffisantes étant inefficaces face à la réduction des pollutions dans les espaces intérieurs [10], [41]. De même, ces nouveaux outils permettent de conduire des études de projets de constructions et de tester des solutions préventives ou correctives vis-à-vis de l'entrée de polluants gazeux issus du sol et migrants vers le bâtiment en fonction des caractéristiques du projet.

3.1.1 MODÈLE AÉRAULIQUE MATHIS-QAI

Le logiciel MATHIS (Modélisation de l'Aéraulique, de la Thermique, et de l'Humidité InstationnaireS d'un bâtiment) est un outil utilisé dans les différents domaines de l'ingénierie du bâtiment (santé, confort, énergie, ...) qui repose sur l'application des principes de la mécanique des fluides et de la thermodynamique. Le principe de modélisation de MATHIS se base sur une approche nodale permettant de réaliser une représentation simplifiée des phénomènes. À partir de cette approche, le bâtiment est représenté comme un ensemble de nœuds (pièces) et branches (connections entre les pièces). La modélisation nodale permet ainsi une facilité d'utilisation et de développement sans demander un coût de calcul important. Le modèle aéraulique implémenté dans le code source de MATHIS a été l'objet d'une validation vis-à-vis des campagnes d'essais en soufflerie dans le cadre de l'étude du potentiel de ventilation naturelle des logements [146], [147].

3.1.1.1 PRINCIPE DE LA MODÉLISATION

Le principe de la modélisation nodale se base sur la représentation des différentes zones du bâtiment par des nœuds représentant leur équilibre thermodynamique par les conditions de pression, température et les concentrations en polluant. Cette méthode permet également de réaliser des représentations monozone et multizones (Figure 3.1).

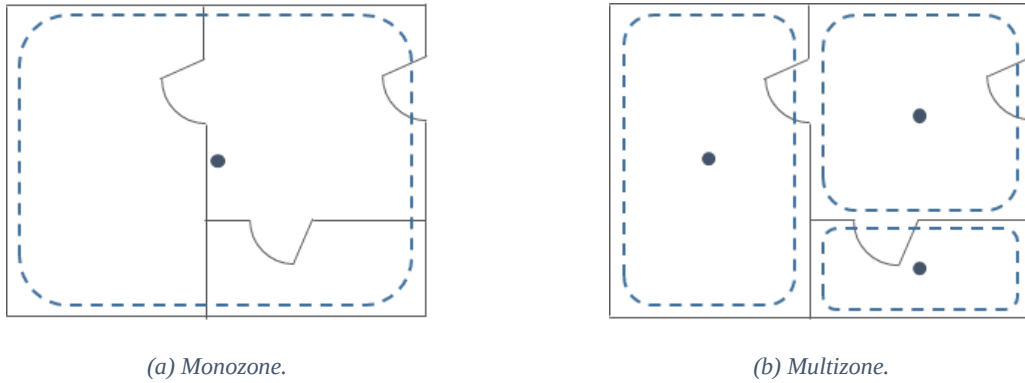


Figure 3.1. Illustration de la modélisation nodale.

Cette méthode permet également de réaliser des représentations monozone et multizones. D'une part, la modélisation monozone considère le bâtiment dans son ensemble comme une seule zone en faisant l'hypothèse que les caractéristiques internes restent parfaitement uniformes. Le comportement de l'ambiance est représenté par une valeur représentative des variables d'état. De même, la prise en compte des phénomènes aérauliques se limite au calcul du taux renouvellement d'air global du bâtiment. D'autre part, l'étude des transferts entre les différentes zones du bâtiment nécessite une modélisation multizone (décomposition du bâtiment par pièces). Un nœud représente le volume d'une pièce ou d'une portion de réseau aéraulique donnée. Chaque nœud est caractérisé par les paramètres d'état uniformes (température, pression, concentration) considérant un mélange parfait et instantané dans la zone respective. Les différentes zones sont reliées entre elles par des branches (connexions) permettant de modéliser le transfert entre les zones.

La modélisation des espaces intérieurs tient compte également de la variation de la masse volumique de l'air humide, les champs de pression, l'action du vent sur le bâtiment et le tirage thermique. Ainsi, la modélisation aéraulique du bâtiment est basée sur la représentation des caractéristiques de l'enveloppe du bâtiment et des pertes de charges intérieures (entrées d'air, défauts d'étanchéité, fenêtres, bouches d'extraction, ...) permettant de déterminer les conditions de pression et de ventilation de chaque zone. Les phénomènes de diffusion ainsi que les phénomènes de sorption par les parois ne sont pas considérés, et seul le transfert aéraulique entre les différentes pièces est pris en compte.

3.1.1.2 CONSERVATION DE LA MASSE ET DE L'ÉNERGIE INTERNE

La conservation de la masse et de l'énergie interne dans un nœud i s'écrivent sous forme des équations différentielles ordinaires (Équation (3.1) – Équation (3.3)).

$$\frac{dP^i}{dt} = \frac{C_P^i/C_V^i - 1}{V^i} (\dot{E}^i) + \rho^i T^i \sum \left(C_{Pk}^i - \frac{C_P^i}{C_V^i} C_{Vk}^i \right) \frac{dY_k^i}{dt} \quad (3.1)$$

$$\frac{dT^i}{dt} = -\frac{T^i}{\rho^i V^i} (\dot{m}^i) + \frac{T^i}{\rho^i V^i C_V^i} (\dot{E}^i) - \frac{T^i}{C_V^i} \sum C_{vk}^i \frac{dY_k^i}{dt} \quad (3.2)$$

$$\frac{dY_k^i}{dt} = \frac{1}{\rho^i V^i} (\dot{m}_k^i - Y_k^i \dot{m}^i) \quad (3.3)$$

La résolution de l'équation de la conservation de la masse d'air est réalisée en parallèle au bilan des polluants et effectuée au niveau de chaque zone. Pour considérer le flux de polluant venant du sol dans le code de ventilation, le flux entrant dans le bâtiment est considéré comme un terme source dans l'équation de conservation de la masse ($\dot{m}_k^i$).

La masse volumique de l'air dépend de la température de l'air et de la pression mais aussi des concentrations des différentes espèces gazeuses présentes dans l'air (ex. l'humidité) [148]. La masse volumique est déduite via l'équation d'état des gaz parfaits (Équation (3.4)).

$$\rho^i = \frac{P^i}{T^i (C_p^i - C_V^i)} \quad (3.4)$$

Par défaut, les variations de pression sont négligées dans l'équation d'état en considérant $P^i = P_o$. Les variations de chaleurs spécifiques en fonction de la température et des fractions d'espèces chimiques sont également négligées.

La résolution de ces équations permet de déterminer les conditions de pression, de température et les fractions massiques des espèces chimiques du volume correspondant. La résolution de ces trois équations différentielles ordinaires utilise un schéma numérique par blocs selon Woloszyn [149].

3.1.1.3 CONSERVATION DE L'ÉNERGIE MÉCANIQUE

Le transfert aéraulique (mouvements d'air) à l'intérieur du bâtiment est la conséquence des différences de pression entre les différentes zones et des différences de pression entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. En plus de l'effet des systèmes de ventilation, ces gradients de pression sont générés principalement par les conditions météorologiques extérieures (vent et tirage thermique). Ces conditions temporelles affectent directement le confort des occupants ainsi que les conditions de ventilation du bâtiment (ex. systèmes de ventilation, de chauffage, de climatisation, ...).

La conservation de l'énergie mécanique au sein d'une branche est décrite par l'équation de Bernoulli généralisée (Équation (3.5)).

$$\frac{L}{S} \frac{d\dot{m}}{dt} = (\bar{P}^i - \rho^i g z^i) - (\bar{P}^j - \rho^j g z^j) + \rho^* g [(z_a^i + z^i) - (z_a^j + z^j)] + \Delta P_{loss} (\rho^* \cdot \dot{m}) \quad (3.5)$$

Avec $\Delta P_{loss} (\rho^*, \dot{m} > 0)$ la perte de charge associée à la branche et $\rho^* = \begin{cases} \rho^i & \text{si } \dot{m} > 0 \\ \rho^j & \text{si } \dot{m} < 0 \end{cases}$

L'écriture de la conservation de l'énergie mécanique permet de décrire une branche reliant le nœud i à la hauteur z^i au nœud j à la hauteur z^j . Ainsi, la résolution de cette équation permet d'accéder aux débits traversant les différentes branches.

Une fois le débit traversant la branche déterminée, les flux de chaleur et de masse générés par la branche dans les nœuds i et j s'écrivent comme l'Équation (3.6).

$$\begin{aligned}
& \text{si } \dot{m} > 0 \text{ alors } \left\{ \begin{array}{l} \dot{E}^i = -\dot{E}^j = -\dot{m} C_p^i T^i \\ \dot{m}_{out}^i = \dot{m}_{in}^j = \dot{m} \\ \dot{m}_{kout}^i = \dot{m}_{kin}^j = Y_{kin}^i \dot{m} \end{array} \right\} \\
& \text{si } \dot{m} < 0 \text{ alors } \left\{ \begin{array}{l} \dot{E}^i = -\dot{E}^j = -\dot{m} C_p^j T^j \\ \dot{m}_{in}^i = \dot{m}_{out}^j = -\dot{m} \\ \dot{m}_{kin}^i = \dot{m}_{kout}^j = -Y_{kin}^i \dot{m} \end{array} \right\}
\end{aligned} \tag{3.6}$$

3.1.2 CARACTÉRISTIQUES DE LA SIMULATION

La modélisation aéraulique est caractérisée par la loi débit-pression représentative des composants de ventilation (orifices, fissures, entrées d'air, bouches d'extraction, ...). Les paramètres des composants sont décrits par des valeurs de référence (pression de référence, module d'entrée d'air, courbes caractéristiques, ...), données soit par les constructeurs (fournisseurs), soit issues de l'expérimentation (ex. perméabilité à l'air de l'enveloppe) ou du dimensionnement de la ventilation (sections de bouches d'extraction, de conduits), de la hauteur par rapport au plancher des zones mises en relation pour le calcul de la différence de pression ou bien par leur orientation (composants en façade) [111].

3.1.2.1 BRANCHE DE TYPE IMPOSE

Les branches de type imposé considèrent le débit comme indépendant du gradient de pression entre les bornes de la branche. Les différents modèles implémentés dans MATHIS [150] permettent de définir la valeur constante du débit massique ou volumique selon le taux d'humidité et d'intégrer un composant de ventilation régulé à débit constant en fonction d'une valeur de pression de référence.

3.1.2.2 BRANCHE PASSIVES A LOI DÉBIT/PRESSION

Les branches passives à loi débit/pression sont considérées de longueur nulle (horizontales). Le débit massique traversant ces branches est déterminé par la loi débit pression (Équation (3.7)).

$$\dot{m} = \text{sgn}(\Delta P) \cdot K_b \cdot (\rho^* |\Delta P|)^n \tag{3.7}$$

Avec $\Delta P = (\tilde{P}^i - \rho^i g z^i) - (\tilde{P}^j - \rho^j g z^j)$.

3.1.2.3 PRISE EN COMPTE DES EFFETS DU VENT

L'effet direct du vent sur un bâtiment est lié à la structure des écoulements principaux et secondaires générant des champs de pression hétérogènes et variables autour du bâtiment. Ainsi, la modélisation des effets du vent permet de tenir compte des perturbations aérodynamiques du milieu bâtiment et des conditions topographiques du site (données météorologiques particulières du site).

Le coefficient de pression (K_p) est défini comme rapport de la pression dynamique de surface par la pression dynamique dans l'écoulement non perturbé à une hauteur de référence. Il décrit la distribution de pression du vent sur l'enveloppe des bâtiments (Figure 3.2).

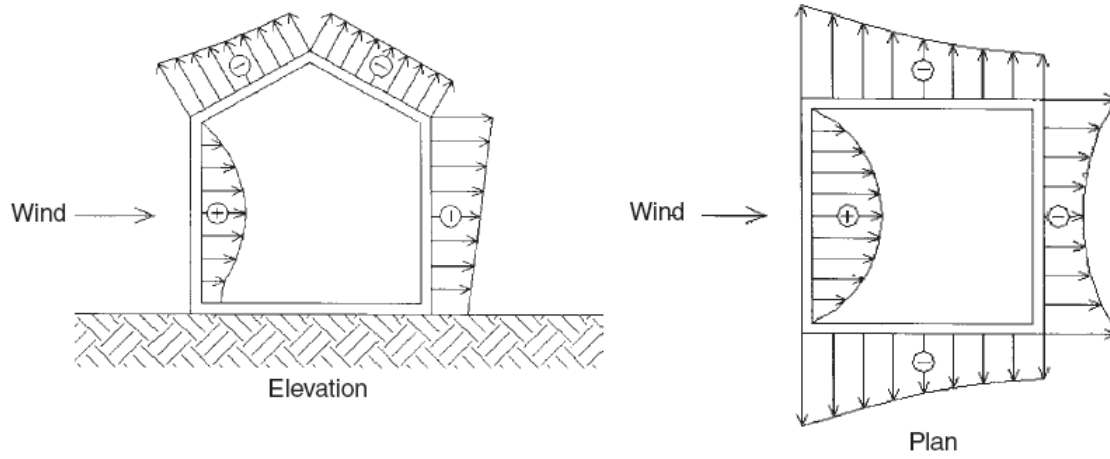


Figure 3.2. Distribution de la pression autour d'un bâtiment [151].

Ce coefficient est négatif sur les façades sous le vent (en dépression) et positif sur celles face au vent (en surpression).

La pression dépend ainsi de la vitesse et la direction du vent relative au bâtiment, de l'exposition du bâtiment (localisation par rapport aux autres bâtiments), la topographie et la rugosité du terrain, et de la géométrie du bâtiment. La condition de pression extérieure (ramenée à l'altitude de référence) exercée sur est décrite par l'Équation (3.8).

$$P_{ext} = P_o + K_p \frac{\rho_{ext} U_{ref}^2}{2} \quad (3.8)$$

La vitesse de référence U_{ref} est utilisée pour l'adimensionnement des coefficients de pression. Ce paramètre est lié directement à la vitesse donnée par une station météorologique correspondant au vent à 10 m d'altitude en rase campagne par l'Équation (3.9).

$$U_{ref} = C_r U_{meteo} \quad (3.9)$$

Avec C_r le coefficient de rugosité calculé conformément à l'Annexe Nationale Française à la NF EN 1991-1-4 [152] (Équation (3.10)).

$$C_r(z) = k_r \ln\left(\frac{z}{z_o}\right) \text{ pour } z_{min} \leq z \leq z_{max} \quad (3.10)$$

Avec z correspond à la hauteur choisie pour la vitesse de référence et k_r est le facteur de terrain dépendant de la longueur de rugosité z_o (Équation (3.11)).

$$k_r = 0,19 \left(\frac{z_o}{z_{o,II}} \right)^{0,07} \quad (3.11)$$

3.2 INTÉGRATION DE NOUVEAUX MODELÈS DE TRANSFERT DANS MATHIS-QAI

La modélisation de l'interaction des polluants avec l'air intérieur est réalisée en combinant les modèles de transfert avec des codes de ventilation (ex. MATHIS-QAI) afin de tenir compte avec précision des caractéristiques aérauliques du bâtiment. Cette intégration est faite à partir d'une condition de flux surfacique à l'interface sol/bâtiment définie avec le modèle de transfert de polluants dans le sol, utilisé ensuite par le code de ventilation pour réaliser une évaluation plus détaillée et précise des niveaux de concentration intérieure. À partir d'une approche nodale du logiciel MATHIS-QAI décrit précédemment, il est possible de reconstruire le champ de pression hydrostatique sur la hauteur du bâtiment et d'estimer le taux de renouvellement d'air en fonction des échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur en fonction des défauts d'étanchéité à chaque pas de temps (instationnaire).

Les MSE-SL développés précédemment sont déclinés en fonction des caractéristiques de trois typologies de soubassement : vide sanitaire, dalle portée et dallage indépendant sur terre-plein. Ces modèles ont été intégrés dans le code de ventilation MATHIS-QAI afin d'évaluer avec précision les niveaux de concentration intérieure. Cette intégration est réalisée différemment en fonction des caractéristiques de la typologie de soubassement (dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire). D'une part, une intégration directe pour les typologies sur terre-plein (dalle portée et dallage indépendant) et d'une autre part, une intégration dite indirecte dans le cas d'un vide sanitaire (qui nécessite un composant additionnel modélisant les caractéristiques du vide sanitaire).

La solution du modèle aéraulique est réalisée à partir d'une approche séquentielle dans laquelle les lois de transfert intégrées et le modèle aéraulique du bâtiment itèrent de manière consécutive (chaque modèle utilise les résultats de l'autre modèle au pas de temps précédent). Le modèle aéraulique permet de calculer la condition de pression au niveau de l'interface soubassement/bâtiment. À partir de cette pression, le flux massique de polluant traversant le soubassement est évalué par le modèle MSE-SL, utilisé ensuite comme terme source de pollution dans la zone du bâtiment. Enfin, les concentrations en polluant dans les différentes zones du bâtiment sont déterminées en fonction du taux de renouvellement d'air de chacune.

Ce couplage permet ainsi d'étudier la dispersion des polluants gazeux du sol dans les environnements intérieurs des bâtiments à travers un bilan de concentration sur chaque zone afin de déduire la concentration en polluant. En plus des niveaux de concentration intérieure, cet outil permet également d'estimer le débit d'air allant du sol vers le bâtiment, les débits à travers les différentes perméabilités et branches, le taux de renouvellement d'air et les conditions de pression au niveau de chaque zone.

3.2.1 INTÉGRATION DIRECTE

Dans les cas des typologies dalle sur terre-plein (dalle portée et dallage indépendant), cette intégration est dite directe parce que la condition de flux surfacique à l'interface sol/bâtiment définie avec le modèle de transfert (MSE-SL) est utilisée directement par le code de ventilation dans le bilan massique du local en contact avec le sol (interface sol/bâtiment) (Figure 3.3).

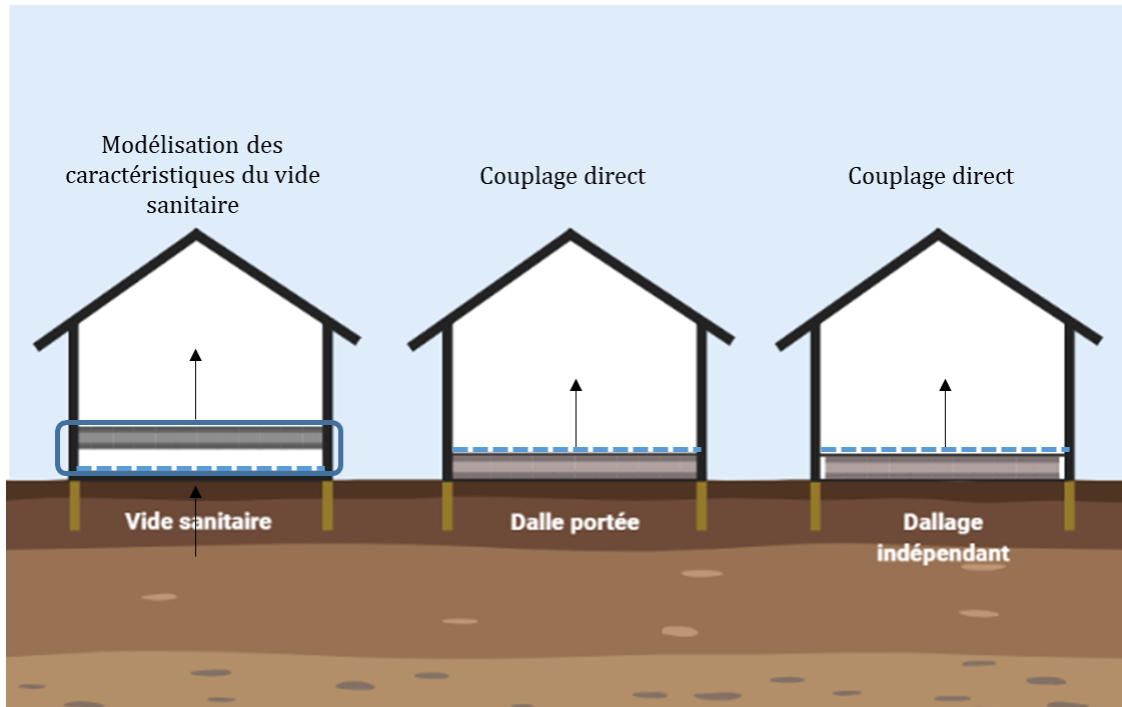


Figure 3.3. Schéma conceptuel couplage entre les modèles de transfert et le code de ventilation.

En effet, de par leur construction, les MSE-SL proposés tiennent compte des caractéristiques de la typologie de soubassement (perméabilité à l'air, coefficient de diffusion, épaisseur, fissure périphérique, ...) dans l'estimation du flux de polluant provenant du sol. Ainsi, le flux calculé peut être utilisé comme valeur d'entrée du code de ventilation dans l'estimation des niveaux de concentration intérieure en fonction des caractéristiques aérauliques du bâtiment.

3.2.2 INTÉGRATION INDIRECTE

Contrairement aux typologies dalle sur terre-plein, le vide sanitaire par ses caractéristiques nécessite de réaliser la représentation du volume d'air entre le sol et les espaces intérieurs pour le calcul des niveaux de concentration à l'intérieur du bâtiment. En effet, les MSE-SL sont construits en considérant une construction sur sol nu (représentative de l'interface sol/vide sanitaire). Par conséquence, dans ce cas, le transfert des polluants gazeux du sol jusqu'à l'intérieur du bâtiment se divise en deux parties :

- Transfert du sol jusqu'au vide sanitaire : ce transfert couplé entre la convection et la diffusion, est régi principalement par la condition de pression entre l'intérieur et l'extérieur du vide sanitaire ($\Delta P_{i,o}^{\text{ext-vs}}$) et le gradient de concentration entre la source de pollution dans le sol et le vide sanitaire ($\Delta C_p^{\text{sol-vs}}$). Une fois dans le vide sanitaire, ces vapeurs sont mélangées avec l'air du vide sanitaire en fonction de sa ventilation (Figure 3.4). La concentration en polluant dans le vide sanitaire est ainsi déterminée à partir du flux de polluant provenant du sol ($\phi_p^{\text{sol-vs}}$), du volume du vide sanitaire (V^{vs}) et du taux de renouvellement d'air du vide sanitaire (Ra^{vs}).

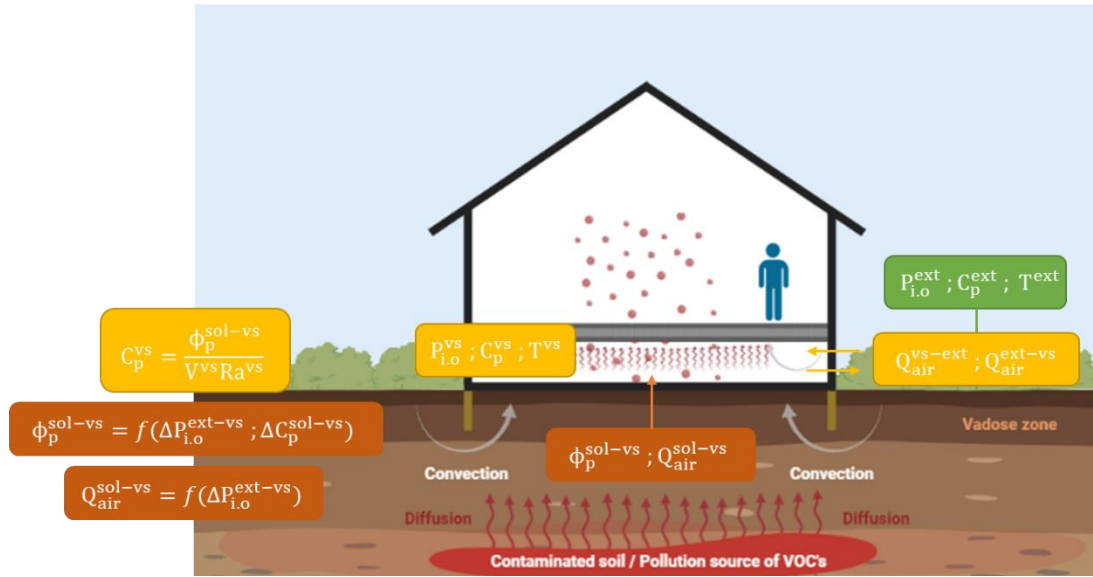


Figure 3.4. Schéma conceptuel du transfert de polluants gazeux du sol vers le vide sanitaire.

- Transfert du vide sanitaire jusqu'à l'intérieur du bâtiment : ces vapeurs sont transportées à travers de la porosité de la dalle ou plancher bas vers les espaces intérieurs par la différence de pression et de concentration entre le vide sanitaire et le bâtiment respectivement ($\Delta P_{i.o}^{vs-bât}$; $\Delta C_p^{vs-bât}$), et mélangés avec l'air des espaces intérieurs en fonction de la ventilation du bâtiment (Figure 3.5). Finalement, les niveaux de concentration intérieure sont définis en fonction des conditions aérauliques du bâtiment en fonction flux de polluant provenant du vide sanitaire ($\phi_p^{vs-bât}$), du volume du bâtiment ($V^{bât}$) et du taux de renouvellement d'air ($Ra^{bât}$).

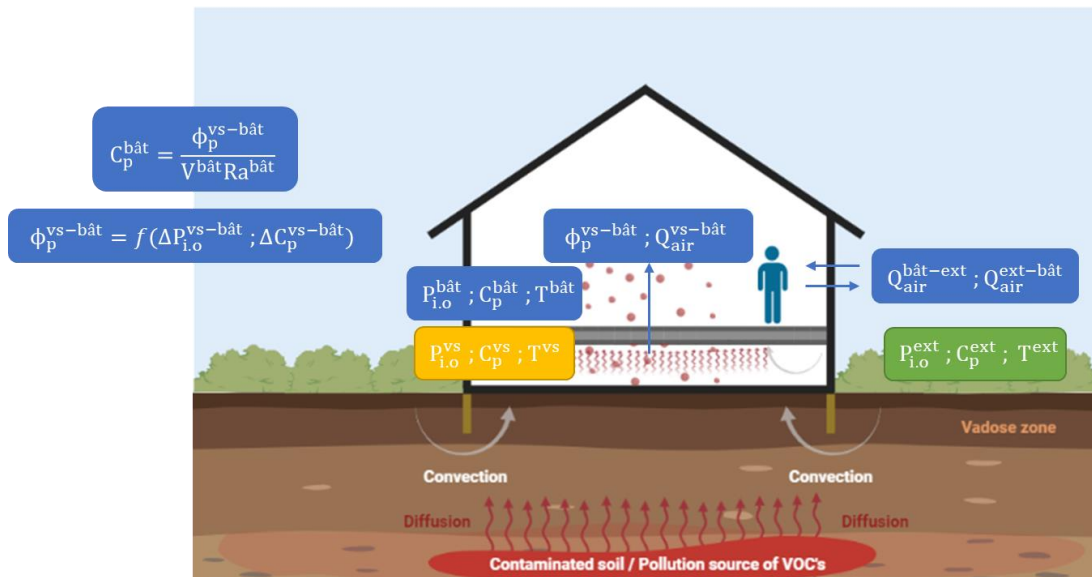


Figure 3.5. Schéma conceptuel du transfert de polluants du vide sanitaire vers l'intérieur du bâtiment.

Par conséquent, l'intégration des expressions correspondantes au sol ne permettent d'estimer le flux de polluant entrant dans le vide sanitaire. Dans le cas particulier du vide sanitaire, et afin de réaliser une modélisation du

volume d'air existant entre le sol et le bâtiment, il est nécessaire d'introduire une zone supplémentaire représentative du vide sanitaire.

3.3 ÉVALUATION DES NIVEAUX DE CONCENTRATION INTÉRIEURE

Comme il a été mentionné précédemment, les caractéristiques du bâtiment peuvent impacter considérablement les niveaux de concentration intérieure en polluant. Ainsi, le présent chapitre vise à évaluer dans quelle mesure des paramètres spécifiques du bâtiment peuvent impacter les niveaux de concentration intérieure en présence d'une source latérale. Dans un premier temps, une analyse de la cohérence des résultats (aéraulique) et de la bonne intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI (transfert de polluants) est réalisée en fonction des caractéristiques de la maison expérimentale MARIA. Suite à cette analyse, une étude paramétrique consistant à faire varier les conditions météorologiques et les caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, système de ventilation et perméabilité de l'enveloppe) est présentée afin d'analyser et quantifier leur impact sur les niveaux de concentration intérieure. Enfin, une analyse comparative est alors réalisée dans le but de comparer l'impact des caractéristiques du bâtiment avec l'influence de la latéralité de la source permettant ainsi de réaliser une hiérarchisation de l'ensemble de paramètres.

3.3.1 MODÉLISATION MAISON EXPÉRIMENTALE MARIA

La maison expérimentale MARIA (Maison Automatisée pour des Recherches Innovantes sur l'Air), est une maison de type F5, à trois niveaux, construite en 2001 sur le site de Champs-sur-Marne du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) (Figure 3.6).



(a) Vue extérieure.



(b) Séjour de la maison.

Figure 3.6. Maison Automatisée pour des Recherches Innovantes sur l'Air Intérieur (MARIA) [41].

MARIA est une maison automatisée dont l'ouverture et la fermeture des portes intérieures et des fenêtres, la production d'eau et le fonctionnement des appareils ménagers peuvent être gérés depuis un poste de commande. La maison peut ainsi être instrumentée suivant des scénarios-types de fonctionnement qui reproduisent les

paramètres liés à la présence et au comportement des occupants, notamment les émissions de polluants et les apports de chaleur. La maison MARIA comporte cinq pièces principales dont un séjour, quatre chambres, et quatre pièces techniques (cuisine, salle de bain, WC, douche et cabinet d'aisance). Elle est divisée en 4 zones reparties comme présenté ci-dessous (Figure 3.7) :

- Zone 1 - Étage : 4 chambres, 1 salle de bain, 1 WC et 1 douche ;
- Zone 2 - Jardin : Séjour, cuisine et cabinet d'aisance ;
- Zone 3 - Hall : Cellier, escalier, et palier ;
- Zone 4 - Sous-sol.

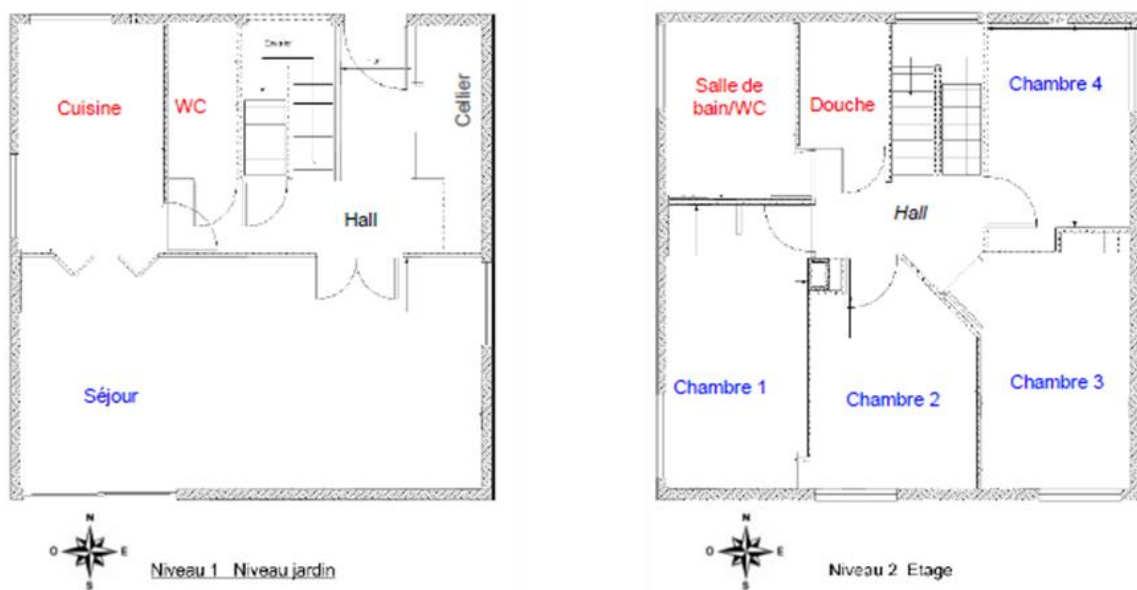


Figure 3.7. Configuration des niveaux maison MARIA [41].

La maison MARIA a été caractérisée par le passé et ces caractéristiques sont décrites dans les études effectuées par Koffi [111], Abdelouhab [123] et Diallo [42] (Tableau 3.1).

Tableau 3.1. Caractéristiques de la maison expérimentale MARIA.

Conditions d'entrée	
Surface du bâtiment	70,73 m ²
Hauteur du bâtiment	7,5 m
Perméabilité du bâtiment	0,8 m ³ . h ⁻¹ . m ⁻² sous 4 Pa

L'enveloppe de la maison MARIA a été caractérisée par une perméabilité à l'air d'environ 0,8 m³ . h⁻¹ . m⁻² sous une dépression de 4 Pa pour les niveaux habitables (volume chauffé) [111]. Cette valeur correspond à un débit de fuite 285 m³ . h⁻¹ pour 318 m² de surface d'enveloppe sous la même dépression.

La modélisation de la maison MARIA sera effectuée à partir d'une approche monozone. Cette approche permet de représenter le bâtiment comme un nœud unique contenant les différentes conditions de ventilation associées (Figure 3.8).

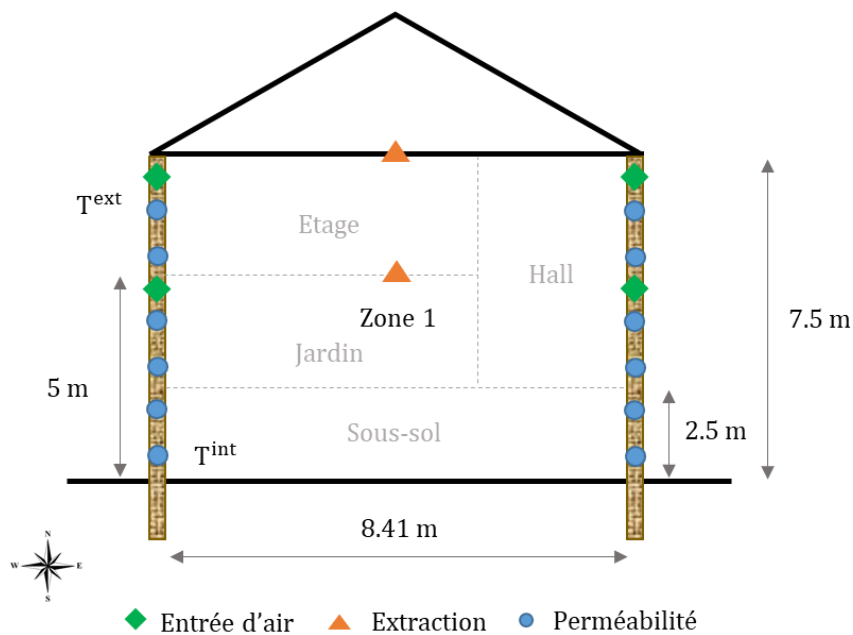


Figure 3.8. Schéma conceptuel des composants de ventilation dans un modèle monozone (dalle portée et dallage indépendant).

La maison expérimentale MARIA est caractérisée par un système de ventilation mécanique par extraction (ventilateur mécanique pour l'extraction d'air). Les conditions de ventilation utilisées pour la modélisation sont listés ci-dessous [123] :

- 2 bouches d'extraction de $60 \text{ m}^3/\text{h}$ chacune. La première étant disposée à une hauteur de 7,5 m de la surface du sol et la seconde est à une hauteur de 5 m.
- 6 entrées d'air, positionnées de façon similaire à celles de la maison 'MARIA' :
 - 4 entrées d'air à une hauteur de 7,3 m, dont, une à l'Ouest, une autre à l'Est et les deux dernières au Sud ;
 - 2 entrées d'air à une hauteur de 4,8 m dont une au Sud et l'autre à l'Est.
- 20 zones de Perméabilités de $0,8 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ sous 4 Pa (Tableau 3.1), dont :
 - 4 perméabilités sur chacune des façades ;
 - Plus, 4 perméabilités au niveau du sous-sol/garage, dont deux à l'Est et les deux autres à l'Ouest (les deux autres façades étant enterrées, la perméabilité à l'air est considérée négligeable).

La perméabilité à l'air est traitée dans le modèle comme un composant de ventilation représentant les défauts d'étanchéité de l'enveloppe du bâtiment. Ainsi, il est possible d'estimer les échanges d'air à travers l'enveloppe du bâtiment directement associés à l'action du vent et du tirage thermique.

Comme il est mentionné précédemment, il est nécessaire d'introduire une zone supplémentaire dans le cas particulier du vide sanitaire. Par conséquent, la modélisation n'est alors plus monozone mais bizone (Figure 3.9).

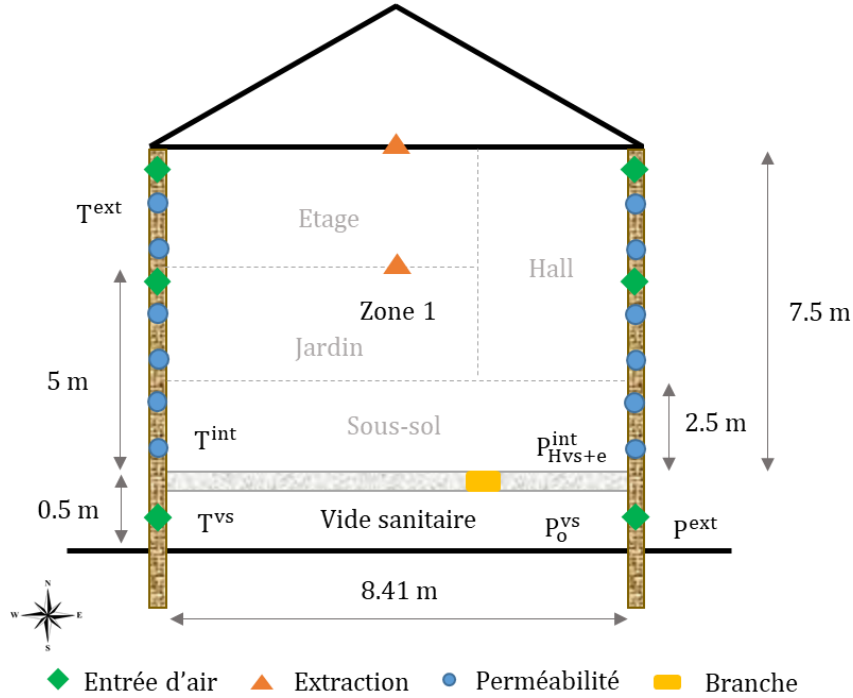


Figure 3.9. Schéma représentatif des composants de ventilation dans un modèle bizonne (vide sanitaire).

En plus des conditions de ventilation du bâtiment décrites précédemment, le vide sanitaire contient [123] :

- 2 entrées d'air, équivalentes à des trous de 40 cm² (soit un débit de référence de 40 m³/h sous 10 Pa), placées l'une sur la façade Est et l'autre sur la façade Ouest à une hauteur de 0,5 m ;
- Dans ce modèle bizonne, un composant supplémentaire est ajouté afin de modéliser l'interface (plancher bas) entre le vide sanitaire et le bâtiment. Ce composant représentatif du plancher bas, permet de modéliser le débit d'air allant du vide sanitaire vers les espaces intérieurs. Un composant branche de type KN (loi débit/pression) est utilisé pour cela et une perméabilité équivalente (k_{eq}) est calculée en fonction des caractéristiques de la dalle et de la différence de pression entre les deux zones et (Équation (3.12) – Équation (3.13)).

- Plancher bas (branche de type KN) :

$$k_{eq} \Delta P^n = \frac{k_{dalle} \Delta P}{\mu e_{dalle}} A_{dalle} \quad (3.12)$$

Si $n = 1$:

$$k_{eq} = \frac{k_{dalle} A_{dalle}}{\mu e_{dalle}} \quad (3.13)$$

3.3.2 VÉRIFICATION DE L'INTÉGRATION DES MODÈLES DÉVELOPPÉS

Sur la base des caractéristiques de la maison expérimentale MARIA présentées précédemment, une analyse qualitative est réalisée afin de vérifier la cohérence de la modélisation (aéraulique) ainsi que l'intégration des MSE-

SL dans MATHIS-QAI (transfert de polluants). Pour cela, une étude de sensibilité dans des conditions stationnaires a été réalisée en fonction de différentes conditions météorologiques suivie d'une analyse comparative entre les différentes typologies de soubassement (dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire).

3.3.2.1 AÉRAULIQUE DU BÂTIMENT EN PRÉSENCE D'UN VIDE SANITAIRE

Dans le but de vérifier la cohérence de modélisation du vide sanitaire dans MATHIS-QAI en ce qui concerne les débits d'air entre l'extérieur, le vide sanitaire et le bâtiment, trois scénarios de conditions stationnaires en vent et en différence de températures sont proposés (Tableau 3.2) :

Tableau 3.2. Conditions météorologiques – Modélisation stationnaire.

Paramètre	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Température intérieure (Bât)	21 °C		
Température intérieure (VS)	21 °C	10 °C	10 °C
Température extérieure	21 °C	10 °C	10 °C
Vitesse du vent	3 m/s	0 m/s	3 m/s

Les calculs sont réalisés sur la base des caractéristiques de la maison MARIA (en considérant une ventilation mécanique par extraction) et les résultats sont présentés dans le Tableau 3.3.

Tableau 3.3. Conditions de dépression et ventilation pour différentes conditions météorologiques – MATHIS-QAI.

Paramètre	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Unité
Dépression (Bât-Ext)	1,97	3,96	4,53	Pa
Dépression (VS-Ext)	0,45	$1,06 \times 10^{-4}$	0,46	Pa
Dépression (VS-Bât)	1,53	3,96	4,06	Pa
Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23	0,23	0,23	h^{-1}
Taux de renouvellement d'air (VS)	0,34	$7,71 \times 10^{-4}$	0,35	h^{-1}

Les résultats présentent des tendances qui sont qualitativement cohérents. D'une part, l'absence du vent se traduit par des valeurs de la dépression et du taux de renouvellement d'air du vide sanitaire plus faibles en comparaison aux scénarios en présence d'un gradient de température. D'une autre part, l'absence du gradient de température va générer une dépression faible du bâtiment. La condition de dépression du vide sanitaire et du bâtiment dépend ici principalement du tirage thermique. Cependant, c'est le vent qui a un effet prépondérant sur le renouvellement d'air du vide sanitaire. Par contre, les conditions météorologiques n'ont pas de conséquence sur le renouvellement d'air du bâtiment car la ventilation simple flux par extraction impose le débit d'air extrait.

3.3.2.2 CONCENTRATION INTÉRIEURE EN POLLUANT

Dans le but de réaliser une vérification de l'intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI, une analyse comparative du calcul du flux de polluant venant du sol et de la concentration induite dans le bâtiment, pour les trois soubassements, obtenus avec MATHIS-QAI d'une part et avec le modèle MSE-SL (avec en données d'entrées les dépressions (ΔP) et taux de renouvellement d'air (R_a) obtenus par MATHIS-QAI) est effectuée pour des conditions et paramètres attendus dans la réalité. Les données d'entrée sont listées dans le Tableau 3.4.

Tableau 3.4. Données d'entrée du modèle de transfert – MATHIS-QAI.

Conditions d'entrée	
Taille de la source (L_s)	30 m
Épaisseur du mur de fondation (e_{mur})	0,2 m
Épaisseur de la dalle (e_{dalle})	0,2 m
Épaisseur de la fissure (e_{fiss})	0,01 m
Profondeur du mur de fondation (L_{mur})	0,2 m
Perméabilité de la dalle (k_{dalle})	10^{-13} m^2
Coefficient de diffusion de la dalle (D_{dalle})	$10^{-08} \text{ m}^2/\text{s}$
Coefficient de diffusion du sol (D_{sol})	$10^{-06} \text{ m}^2/\text{s}$
Profondeur de la source (H)	4 m
Séparation latérale (L)	0 m
Perméabilité du sol (k_{sol})	10^{-12} m^2

La comparaison entre les MSE-SL et MATHIS-QAI pour une dalle portée et un dallage indépendant sont présentés dans le Tableau 3.5.

Tableau 3.5. Vérification de l'intégration du modèle MSE-SL dans MATHIS-QAI – Dalle portée et dallage indépendant.

Paramètre	Dalle portée		Dallage indépendant		Unité
	MATHIS-QAI	MSE-SL	MATHIS-QAI	MSE-SL	
Dépression (Bât-Ext)			4,03		Pa
Flux de polluant (Sol-Bât)	$1,58 \times 10^{-6}$	$1,58 \times 10^{-6}$	$4,96 \times 10^{-6}$	$4,96 \times 10^{-6}$	mol/s
Taux de renouvellement d'air (Bât)			0,23		h^{-1}
Concentration intérieure (Bât)	$4,71 \times 10^{-5}$	$4,72 \times 10^{-5}$	$1,48 \times 10^{-4}$	$1,48 \times 10^{-4}$	mol/m ³

Les niveaux des concentrations sont similaires pour les deux approches confirmant la bonne intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI. De même, la cohérence des estimations est assurée qualitativement avec des valeurs de la concentration intérieure en polluant plus élevée avec l'apparition de la fissure périphérique (dallage indépendant).

Dans le cas du vide sanitaire, cette comparaison montre également des niveaux de concentration similaires entre les deux approches (Tableau 3.6).

Tableau 3.6. Vérification de l'intégration du modèle MSE-SL dans MATHIS-QAI – Vide sanitaire.

Paramètre	Vide sanitaire		Unité
	MATHIS-QAI	MSE-SL	
Dépression (VS-Ext)		0,46	Pa
Flux de polluant (Sol-VS)	$3,46 \times 10^{-5}$	$3,48 \times 10^{-5}$	mol/s
Taux de renouvellement d'air (VS)		0,35	h^{-1}
Concentration en polluant (VS)	$1,04 \times 10^{-2}$	$1,01 \times 10^{-2}$	mol/m ³

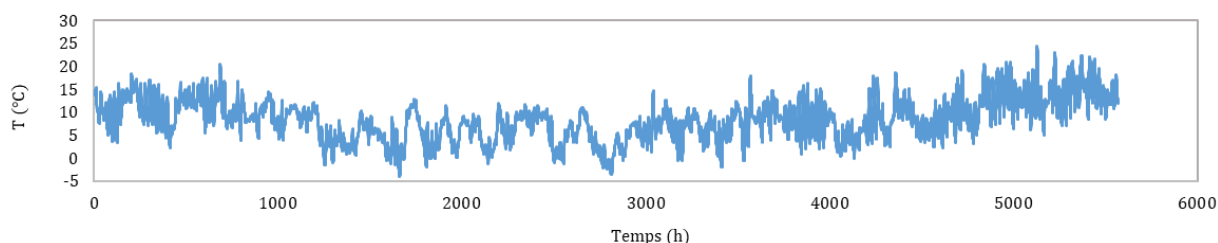
La comparaison des niveaux de concentration dans le vide sanitaire entre les MSE-SL et MATHIS-QAI montre un bon accord entre les deux estimations. De même, la comparaison entre la valeur théorique (flux convectif) et MATHIS-QAI de la concentration intérieure en polluant permet de vérifier la cohérence des résultats (modélisation).

3.3.3 ÉTUDE PARAMÉTRIQUE

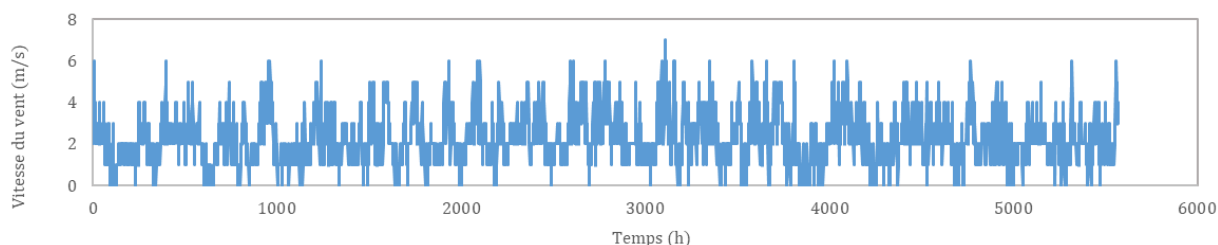
Les conclusions des travaux précédents avec des conditions de dépression et de taux de renouvellement d'air du bâtiment fixes donnent un premier niveau d'analyse de l'influence de la séparation latérale sur l'atténuation de la concentration intérieure. L'objectif de cette étude paramétrique est, dans un premier temps, de vérifier les conclusions de travaux précédents sur l'influence des conditions météorologiques, de la typologie de soubassement, du système de ventilation et de la perméabilité à l'air de l'enveloppe sur les niveaux de concentration intérieure, et de quantifier leur impact. Ensuite, dans un deuxième temps, de comparer cet impact avec l'influence de la latéralité de la source afin de réaliser une hiérarchisation de l'ensemble de paramètres considérés (caractéristiques du bâtiment vis-à-vis de la position de la source dans le sol). Finalement, en fonction des résultats, faire une évaluation des conclusions précédentes afin de déterminer comment et dans quelle mesure les paramètres du bâtiment impactent (en atténuant ou accentuant) l'influence de la latéralité de la source sur les niveaux de concentration intérieure en polluant.

Pour ce faire, cette étude est divisée en 5 parties en fonction des paramètres étudiés : conditions météorologiques, système de ventilation, typologie de soubassement, perméabilité de l'enveloppe et latéralité de la source. Ces calculs sont réalisés en considérant des conditions stationnaires (conditions météorologiques fixes) et sur la base des caractéristiques de la maison expérimentale MARIA pour un dallage indépendant (qui est la typologie la plus défavorable du point de vue de l'exposition des occupants aux polluants venus du sol). Comme il a été montré précédemment, l'influence de la latéralité de la source est plus importante quand la source est peu profonde. Ainsi, dans le but de faire ressortir l'impact de ce paramètre dans les résultats, une profondeur de $H = 4\text{ m}$ sera utilisée comme base des calculs dans un premier temps.

Au vu de la forte variation des conditions météorologiques et de leur influence sur les conditions de pression, voire sur le taux de renouvellement d'air du bâtiment en cas d'absence de système de ventilation mécanique, il a été jugé nécessaire d'analyser cette variabilité afin de définir des conditions météorologiques représentatives du site considéré (Figure 3.10).



(a) Température extérieure.



(b) Vitesse du vent.

Figure 3.10. Évolution des conditions météorologiques en fonction du temps – Période du 01 octobre au 20 Mai (Trappes, 2012).

Ainsi, 5 scénarios de température extérieure et de vitesse de vent sont proposés (Tableau 3.7).

Tableau 3.7. Conditions météorologiques considérées - Calcul stationnaire.

Conditions météorologiques					
Paramètre	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Scénario 5
Température intérieure	21 °C				
Température extérieure	21 °C	21 °C	10 °C	0 °C	10 °C
Vitesse du vent	3 m/s	10 m/s	0 m/s	0 m/s	3 m/s

Les scénarios 1 et 2 correspondent à des situations d'absence de gradient de température entre l'intérieur du bâtiment et l'extérieur (absence de tirage thermique), les scénarios 3 et 4 correspondent à des situations d'absence de vent et le scénario 5 correspond à une combinaison entre les deux phénomènes.

Ainsi, une première étude de sensibilité est destinée à l'analyse de l'influence des conditions météorologiques sur les conditions de dépression, de ventilation (taux de renouvellement d'air) et les niveaux de concentration intérieure pour trois systèmes de ventilation (ventilation naturelle, ventilation mécanique simple flux par extraction et double flux).

Les caractéristiques des trois systèmes de ventilation sont listées ci-dessous [42], [111], [123] :

- Ventilation naturelle : ce type de ventilation est modélisée en considérant des entrées d'air dans les pièces principales et des conduits d'extraction dans les pièces de service qui débouchent en toiture par un extracteur statique (Tableau 3.8).

Tableau 3.8. Caractéristiques de la ventilation naturelle.

Ventilation naturelle (VN)	
Entrée d'air AR	30 m ³ . h ⁻¹ sous 20 Pa
Extracteur statique	-0,4

- Système simple flux par extraction : ce système de ventilation est constitué de deux bouches d'extraction dans les pièces de service et 6 entrées d'air auto-réglable. Le débit d'extraction est reparti entre la cuisine (40 m³ . h⁻¹), la salle de bain (30 m³ . h⁻¹), la douche (30 m³ . h⁻¹) et les toilettes (20 m³ . h⁻¹) (Tableau 3.9).

Tableau 3.9. Caractéristiques de la ventilation mécanique simple flux par extraction.

VMC par extraction (VMC_EXT)	
Entrée d'air AR	20 m ³ . h ⁻¹ sous 20 Pa
Débit d'extraction (VMC)	120 m ³ . h ⁻¹

- Système double flux : dans le système double flux, l'air est insufflé dans les pièces principales (20 m³ . h⁻¹ par chambre et 40 m³ . h⁻¹ dans le séjour) et extrait dans les pièces de service comme décrit pour le cas précédent (Tableau 3.10).

Tableau 3.10. Caractéristiques la ventilation mécanique double flux.

VMC double-flux équilibré (VMC_DF_EQ)	
Insufflation d'air	120 m ³ . h ⁻¹
Débit d'extraction (VMC)	120 m ³ . h ⁻¹

Dans un deuxième temps, une étude sur l'influence de la variation de la perméabilité à l'air de l'enveloppe est proposée pour le scénario 5 et en considérant un système de ventilation simple flux par extraction (Tableau 3.11).

Tableau 3.11. Perméabilité de l'enveloppe.

Système de ventilation	Perméabilité à l'air de l'enveloppe (m ³ .h ⁻¹ .m ⁻² sous 4 Pa)	
Simple flux par extraction	0,6	1,2

Enfin, une étude sur la variation de la séparation latérale est effectuée afin de comparer et quantifier l'influence de ce paramètre avec l'impact de la variation des caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, système de ventilation et perméabilité à l'air de l'enveloppe) en considérant le scénario 5 (Tableau 3.12).

Tableau 3.12. Étude paramétrique latéralité de la source (H = 4 m).

Système de ventilation	Perméabilité à l'air de l'enveloppe (m ³ .h ⁻¹ .m ⁻² sous 4 Pa)	Séparation latérale (m)
Ventilation naturelle	0,8	0
Simple flux par extraction		25
Double flux		40
Simple flux par extraction	0,6	0
	0,8	25
	1,2	40

3.3.3.1 CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES

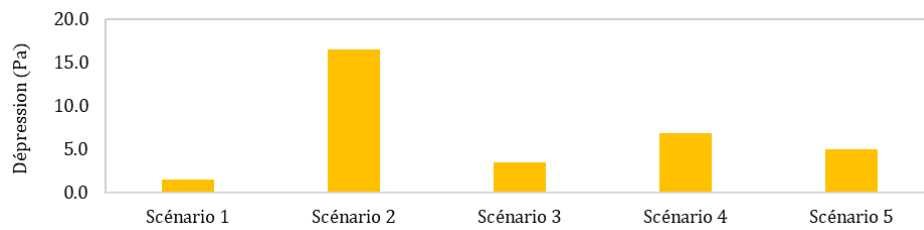
L'ensemble des résultats de l'étude paramétrique concernant l'analyse de l'influence des conditions météorologiques sont présentés dans le Tableau 3.13 pour les trois systèmes de ventilation.

Tableau 3.13. Étude paramétrique – Influence des conditions météorologiques (Dallage indépendant ; H = 4 m).

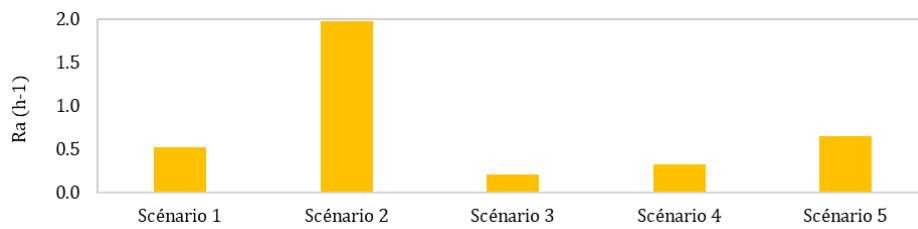
Système de ventilation	Paramètre	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Scénario 5	Unité
Ventilation naturelle	Dépression (Bât-Ext)	1,49	16,50	3,43	6,79	4,92	Pa
	Flux de polluant (Sol-Bât)	3,61x10 ⁻⁶	8,96x10 ⁻⁶	4,75x10 ⁻⁶	5,90x10 ⁻⁶	5,28x10 ⁻⁶	mol/s
	Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,52	1,97	0,20	0,32	0,65	h ⁻¹
	Concentration intérieure (Bât)	4,67x10 ⁻⁵	3,08x10 ⁻⁵	1,58x10 ⁻⁴	1,25x10 ⁻⁴	5,49x10 ⁻⁵	mol/m ³
Simple flux	Dépression (Bât-Ext)	1,73	7,05	3,73	6,36	4,03	Pa
	Flux de polluant (Sol-Bât)	3,92x10 ⁻⁶	5,98x10 ⁻⁶	4,84x10 ⁻⁶	5,75x10 ⁻⁶	4,96x10 ⁻⁶	mol/s
	Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23	0,31	0,23	0,25	0,23	h ⁻¹
	Concentration intérieure (Bât)	1,17x10 ⁻⁴	1,28x10 ⁻⁴	1,45x10 ⁻⁴	1,58x10 ⁻⁴	1,48x10 ⁻⁴	mol/m ³
Double flux	Dépression (Bât-Ext)	0,47	5,21	1,89	3,68	2,13	Pa
	Flux de polluant (Sol-Bât)	2,85x10 ⁻⁶	5,37x10 ⁻⁶	3,95x10 ⁻⁶	4,77x10 ⁻⁶	4,08x10 ⁻⁶	mol/s
	Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,26	0,41	0,28	0,32	0,29	h ⁻¹
	Concentration intérieure (Bât)	7,33x10 ⁻⁵	8,84x10 ⁻⁵	9,46x10 ⁻⁵	1,01x10 ⁻⁴	9,58x10 ⁻⁵	mol/m ³

Dans le cas de la ventilation naturelle, la dépression du bâtiment est une fonction croissante de la vitesse du vent (scénario 1 et 2) et du gradient thermique (scénario 3 et 4) avec une valeur maximale obtenue pour le scénario 2 (avec une vitesse de 10 m/s) d'un ordre de grandeur supérieur aux autres cas. Le scénario 5, qui est une superposition des scénarios 1 et 3, présente ainsi une dépression plus élevée que ces deux derniers. Ainsi, la dépression du bâtiment varie de 1,49 à 16,50 Pa selon les scénarios. Le taux de renouvellement d'air croît également avec la vitesse du vent et le tirage thermique. L'extracteur statique facilite l'écoulement d'air avec le vent (dépression en haut du conduit d'extraction) mais celui-ci agit comme une perte de charge additionnelle

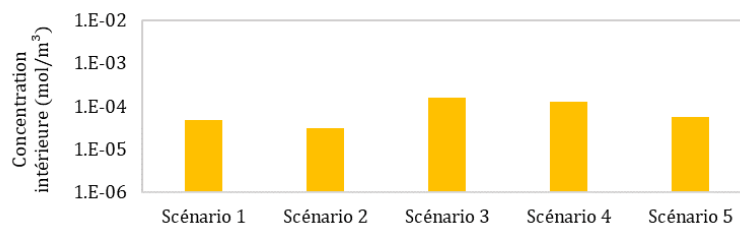
lorsque seul le tirage thermique intervient. Par conséquent, le vent généré par la faible dépression du scénario 1 induit un débit d'extraction supérieur au cas du scénario 3 générant pourtant une dépression supérieure. Le taux de renouvellement d'air varie de 0,20 à 1,97 h⁻¹ pour les scénarios considérés. Enfin, la concentration en polluant dans le bâtiment croît avec la dépression générée car elle augmente le débit massique de polluant traversant le soubassement mais décroît avec le taux de renouvellement d'air. Ainsi, la concentration varie selon les cinq scénarios entre $3,08 \times 10^{-5}$ à $1,58 \times 10^{-4}$ mol/m³ avec des valeurs maximales atteintes pour les cas sans vent (Figure 3.11).



(a) Dépression du bâtiment



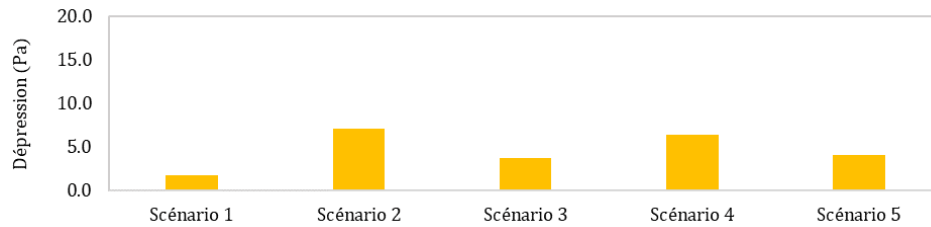
(b) Taux de renouvellement d'air du bâtiment



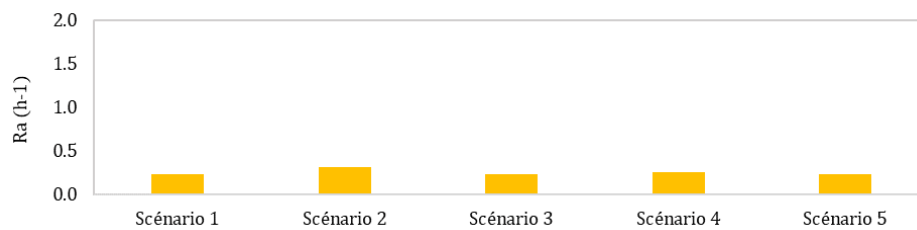
(c) Concentration intérieure en polluant

Figure 3.11. Influence des conditions météorologiques – Ventilation naturelle.

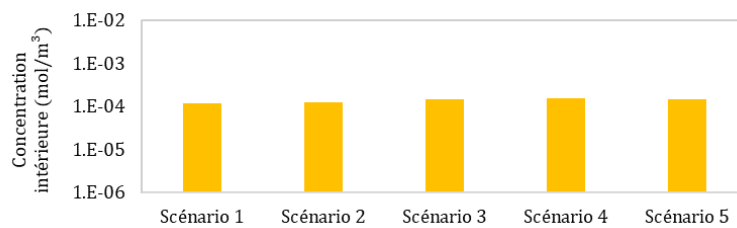
Par comparaison avec la ventilation naturelle, le système de ventilation mécanique simple flux par extraction est peu influencé par les conditions météorologiques (Figure 3.12).



(a) Dépression du bâtiment



(b) Taux de renouvellement d'air du bâtiment

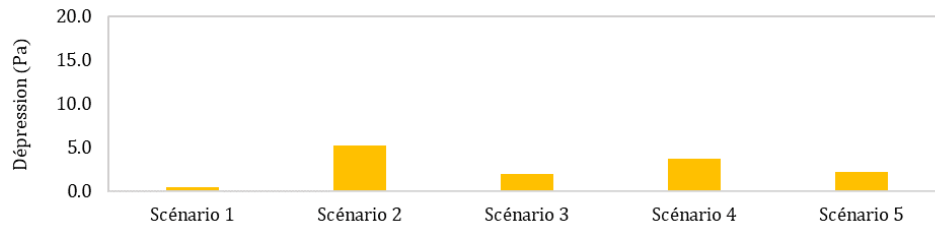


(c) Concentration intérieure en polluant

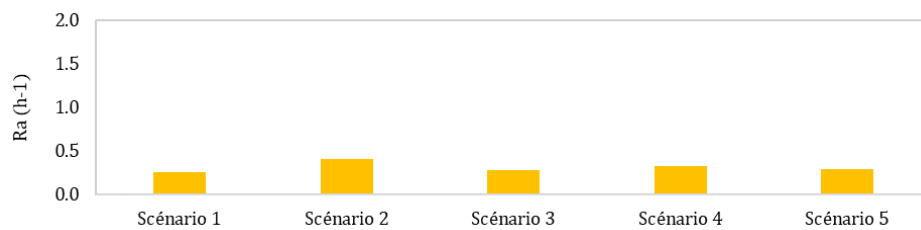
Figure 3.12. Influence de les conditions météorologiques – Simple flux par extraction.

La dépression varie légèrement en fonction des conditions météorologiques, cependant cette valeur reste de l'ordre de 5 Pa. Le taux de renouvellement est quasiment insensible à la variation des conditions météorologiques (valeur moyenne de $0,25 \text{ h}^{-1}$). En effet, dans ce type de système la condition de ventilation est déterminée principalement par le dimensionnement de ces systèmes et plus précisément par le débit d'extraction imposé. La concentration intérieure ne varie pas considérablement en fonction des conditions météorologiques. Plus précisément, cette variation est de seulement 35% entre le scénario 1 (plus favorable) et le scénario 4 (plus défavorable).

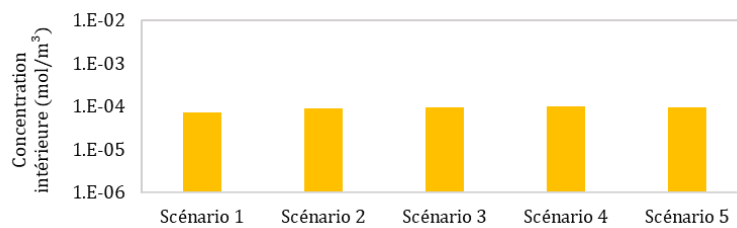
Le système de ventilation mécanique double flux, de par ses caractéristiques (équilibre entre le flux d'insufflation et d'extraction), minimise la dépression du bâtiment en comparaison des autres systèmes de ventilation Figure 3.13).



(a) Dépression du bâtiment



(b) Taux de renouvellement d'air du bâtiment



(c) Concentration intérieure en polluant

Figure 3.13. Influence de les conditions météorologiques – Double flux par extraction.

Comme pour le cas précédent, les conditions météorologiques impactent peu le taux de renouvellement d'air du bâtiment. Les niveaux de concentration intérieure restent similaires pour tous les scénarios modélisés avec une différence de seulement 38% entre le scénario 1 (plus favorable) et le scénario 4 (plus défavorable).

3.3.3.2 TYPOLOGIE DE SOUBASSEMENT

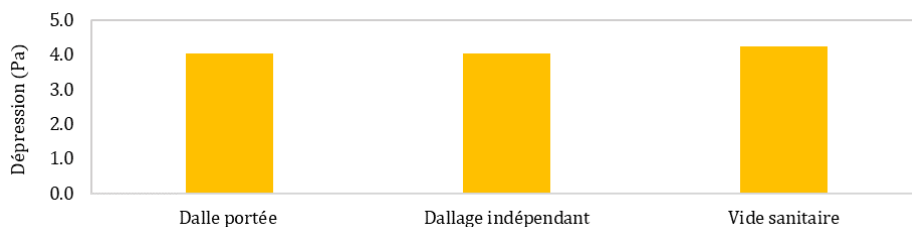
L'étude sur l'influence de la typologie de soubassement sur les niveaux de concentration intérieure a été conduite pour les trois différentes configurations de soubassement dont la dalle portée, le dallage indépendant et le vide sanitaire. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.14.

Tableau 3.14. Étude paramétrique – Influence de la typologie de soubassement ($H = 4$ m).

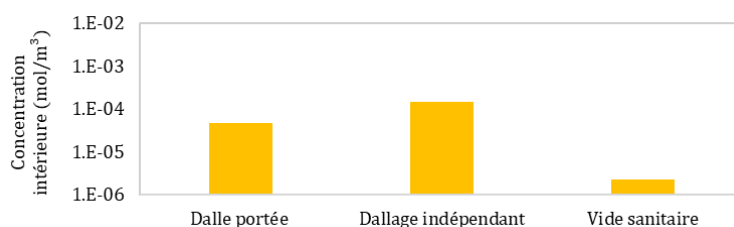
Paramètre	Dalle portée	Dallage indépendant	Vide sanitaire	Unité
Dépression (Bât-Ext)	4,03		4,24	Pa
Flux de polluant (Sol-Bât)	$1,58 \times 10^{-6}$	$4,96 \times 10^{-6}$	$3,39 \times 10^{-5}$ *	mol/s
Taux de renouvellement d'air (Bât)		0,23		h ⁻¹
Concentration intérieure (Bât)	$4,71 \times 10^{-5}$	$1,48 \times 10^{-4}$	$2,23 \times 10^{-6}$	mol/m ³

*flux de polluant du sol vers le vide sanitaire

La comparaison de ces trois typologies de soubassement montre que les niveaux de concentration intérieure en polluant sont plus importants dans le cas d'un dallage indépendant en comparaison à un bâtiment sur dalle portée ou sur vide sanitaire permettant de vérifier la cohérence des résultats (Figure 3.14).



(a) Dépression du bâtiment



(b) Concentration intérieure en polluant

Figure 3.14. Étude paramétrique – Influence de la typologie de soubassement ($H = 4$ m).

La concentration intérieure diminue d'environ 68% et 98% pour les typologies dalle portée et vide sanitaire en comparaison au dallage indépendant sur terre-plein. Ces résultats confirment les tendances retrouvées dans la littérature avec un dallage indépendant caractérisé par une fissure périphérique (passage préférentiel pour l'entrée des polluants) générant une concentration plus élevée contrairement au vide sanitaire qui présente des concentrations en polluant beaucoup moins importantes car celui-ci a l'effet d'un espace tampon permettant la dilution des vapeurs.

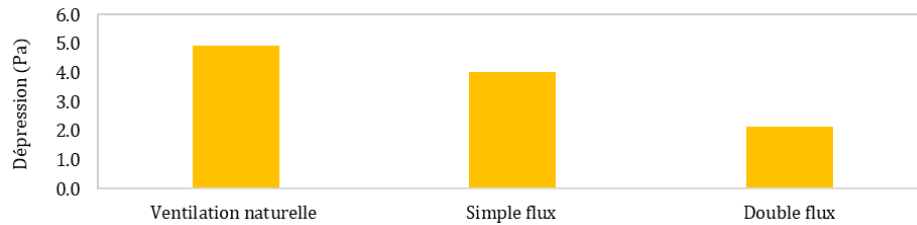
3.3.3.3 SYSTÈME DE VENTILATION

Dans le but d'analyser l'incidence de la variation des conditions de ventilation sur le transfert de polluants du sol, trois systèmes de ventilation sont ici considérés : ventilation naturelle, simple flux par extraction et double flux. Le Tableau 3.15 présente les résultats obtenus en termes de dépression générée, flux de polluant induit, taux de renouvellement d'air et niveau de concentration dans le bâtiment.

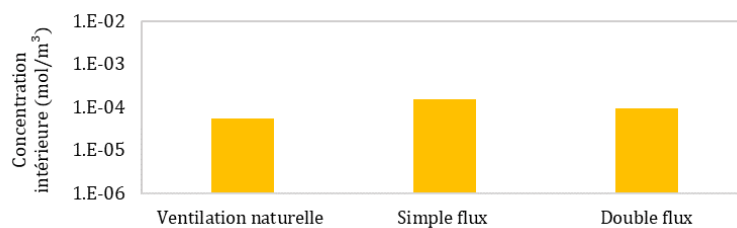
Tableau 3.15. Étude paramétrique – Influence du système de ventilation ($H = 4$ m).

Paramètre	Ventilation naturelle	Simple flux	Double flux	Unité
Dépression (Bât-Ext)	4,92	4,03	2,13	Pa
Flux de polluant (Sol-Bât)	$5,28 \times 10^{-6}$	$4,96 \times 10^{-6}$	$4,08 \times 10^{-6}$	mol/s
Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,65	0,23	0,29	h^{-1}
Concentration intérieure (Bât)	$5,49 \times 10^{-5}$	$1,48 \times 10^{-4}$	$9,58 \times 10^{-5}$	mol/m ³

Parmi l'ensemble de systèmes de ventilation étudiés, le système double flux ressort comme le plus efficace pour diminuer la concentration de polluant à l'intérieur du bâtiment (Figure 3.15).



(a) Dépression du bâtiment



(b) Concentration intérieure en polluant

Figure 3.15. Étude paramétrique – Influence du système de ventilation ($H = 4$ m).

Comme montré précédemment, la ventilation double flux par ses caractéristiques permet d'équilibrer les débits extrait et insufflé et de minimiser la dépression du bâtiment réduisant le flux de polluant entrant dans le bâtiment et donc concentration intérieure. La ventilation par extraction exacerbe la dépression du bâtiment d'environ 89% plus élevée par rapport à un système double flux favorisant l'entrée de polluants de 54% plus élevée par rapport à ce dernier. La ventilation naturelle va quant à elle générer une dépression du bâtiment 131% plus élevée par rapport au système de ventilation double flux mais également un taux de renouvellement d'air beaucoup plus important favorisant la dilution de polluants à l'intérieur du bâtiment (de 43% en comparaison avec la ventilation double flux). Ce système ressort comme le système le plus adapté sous les conditions considérées ici, cependant la performance de ce type de système dépend notamment des conditions météorologiques et du comportement des occupants (ouverture et fermeture des fenêtres) ce qui va limiter son utilisation dans des situations plus défavorables comme dans le cas des fortes gradients de température favorisant la dépression du bâtiment et donc l'entrée de polluants ou bien l'absence du vent diminuant les échanges d'air entre l'intérieure et l'extérieur du bâtiment et par conséquent le débit de renouvellement d'air du bâtiment (Tableau 3.13).

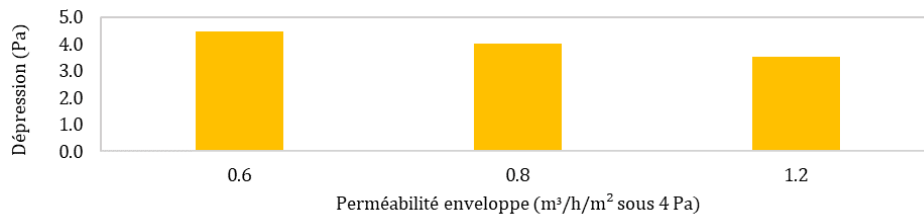
3.3.3.4 PERMÉABILITÉ A L'AIR DE L'ENVELOPPE

La perméabilité à l'air de l'enveloppe est un élément à considérer en parallèle du système de ventilation puisqu'elle permet des transferts d'air non contrôlés entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. Du point de vue énergétique, il est connu que la perméabilité peut ainsi limiter la performance d'un système de ventilation mécanique double flux muni d'un récupérateur de chaleur et augmenter les déperditions d'un système simple flux. L'objet des calculs présenté ici vise à analyser son effet du point de vue de l'entrée des polluants venus du sol. Une étude de sensibilité est donc menée sur la perméabilité à l'air du bâtiment muni d'un système de ventilation mécanique simple flux avec des valeurs représentatives respectivement d'une construction neuve ($0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa) et d'un bâtiment existant/rénové ($1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa). Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.16.

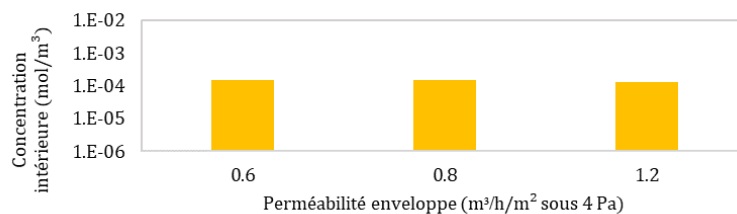
Tableau 3.16. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité à l'air du sol ($H = 4\text{ m}$).

Paramètre	$0,6\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa	$0,8\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa	$1,2\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa	Unité
Dépression (Bât-Ext)	4,48	4,03	3,52	Pa
Flux de polluant (Sol-Bât)	$5,12 \times 10^{-6}$	$4,96 \times 10^{-6}$	$4,74 \times 10^{-6}$	mol/s
Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23	0,23	0,25	h^{-1}
Concentration intérieure (Bât)	$1,53 \times 10^{-4}$	$1,48 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-4}$	mol/m^3

Ces valeurs montrent des tendances qualitativement cohérentes et similaires à celles des travaux précédents assurant la validité des résultats [41], [42], [123]. En effet, sous des conditions similaires de ventilation, il est montré qu'augmenter la perméabilité à l'air du bâtiment peut générer une dépression du bâtiment plus faible et un renouvellement d'air plus important se traduisant par une diminution du flux de polluant entrant dans le bâtiment et une atténuation par dilution plus élevée de la concentration intérieure. Plus précisément, la dépression diminue de 21% quand la perméabilité augmente de 0,6 à $1,2\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa (Figure 3.16).



(a) Dépression du bâtiment



(b) Concentration intérieure en polluant

Figure 3.16. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité de l'enveloppe ($H = 4\text{ m}$).

De même, la concentration intérieure diminue de 18% (variation de la perméabilité de 0,6 à $1,2\text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa) par la diminution de la dépression et le fait de favoriser des échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment.

3.3.3.5 LATÉRALITÉ DE LA SOURCE

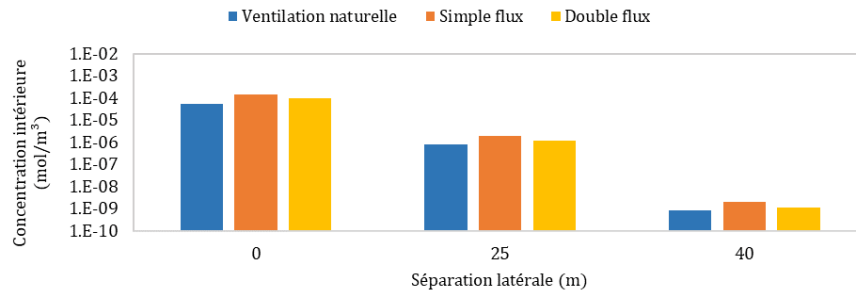
Il a été mis en évidence qu'ignorer la latéralité de la source (ex. modèles classiques de transfert) peut générer des écarts dans l'évaluation du transfert. Plus précisément, une source latérale peut générer une atténuation de la concentration intérieure de plusieurs ordres de grandeur plus élevée (concentration intérieure plus faible) par rapport à une source au droit du bâtiment. Cette dernière étude paramétrique vise à analyser l'influence de la latéralité de la source selon trois distances (0, 25 et 40 m) et deux profondeurs (4 et 12 m). L'ensemble des résultats pour les trois systèmes de ventilation sont reportés dans le Tableau 3.17.

Tableau 3.17. Étude paramétrique – Influence de la latéralité de la source (Dallage indépendant).

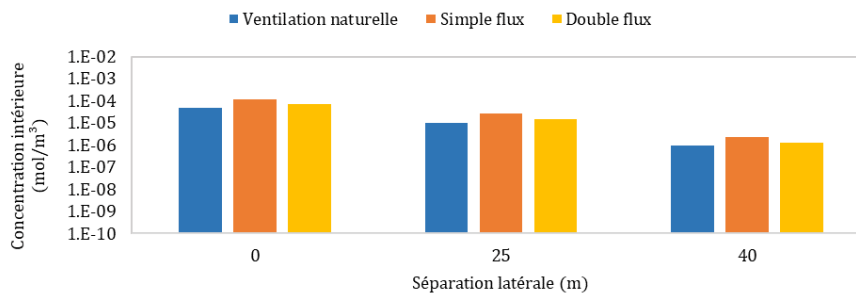
Profondeur (m)	Système de ventilation	Paramètre	L = 0 m	L = 25 m	L = 40 m	Unité
4	Ventilation naturelle	Dépression (Bât-Ext)	4,92			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$5,28 \times 10^{-6}$	$7,33 \times 10^{-8}$	$8,08 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,65			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$5,49 \times 10^{-5}$	$7,62 \times 10^{-7}$	$8,39 \times 10^{-10}$	mol/m^3
	Simple flux	Dépression (Bât-Ext)	4,03			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,96 \times 10^{-6}$	$6,73 \times 10^{-8}$	$7,10 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,48 \times 10^{-4}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,11 \times 10^{-9}$	mol/m^3
	Double flux	Dépression (Bât-Ext)	2,13			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,08 \times 10^{-6}$	$5,13 \times 10^{-8}$	$4,74 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,29			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$9,58 \times 10^{-5}$	$1,20 \times 10^{-6}$	$1,11 \times 10^{-9}$	mol/m^3
12	Ventilation naturelle	Dépression (Bât-Ext)	4,92			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,47 \times 10^{-6}$	$9,59 \times 10^{-7}$	$9,04 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,65			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$4,65 \times 10^{-5}$	$9,97 \times 10^{-6}$	$9,40 \times 10^{-7}$	mol/m^3
	Simple flux	Dépression (Bât-Ext)	4,03			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,00 \times 10^{-6}$	$8,52 \times 10^{-7}$	$7,91 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,19 \times 10^{-4}$	$2,54 \times 10^{-5}$	$2,36 \times 10^{-6}$	mol/m^3
	Double flux	Dépression (Bât-Ext)	2,13			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$3,09 \times 10^{-6}$	$6,46 \times 10^{-7}$	$5,69 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,29			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$7,25 \times 10^{-5}$	$1,51 \times 10^{-5}$	$1,33 \times 10^{-6}$	mol/m^3

Les résultats confirment que l'atténuation de la concentration intérieure augmente avec la séparation latérale entre la source et le bâtiment permettant de vérifier qualitativement la cohérence des estimations (similaire aux études précédentes et celles retrouvées dans la littérature). L'impact du système de ventilation reste similaire quelle que soit la position de la source avec une concentration intérieure d'environ 162% et 52% plus élevée quand, respectivement, une ventilation simple flux et une ventilation double flux sont utilisées en comparaison à un système de ventilation naturelle. Malgré l'influence des caractéristiques du système de ventilation sur les niveaux de concentration intérieure, cet impact reste de deuxième ordre par rapport à l'influence de la séparation latérale. En effet, l'atténuation de la concentration intérieure est de plusieurs ordres de grandeur quand la séparation latérale augmente (concentration intérieure ~ 5 ordres de grandeur plus faible quand la séparation latérale varie en 0 et 40 m quel que soit le système de ventilation).

Les résultats montrent également que l'atténuation est plus importante lorsque la source est proche de la surface du sol (peu profonde) par rapport aux sources profondes pour lesquelles la concentration intérieure diminue d'environ deux ordres de grandeur quand la séparation latérale varie en 0 et 40 m, quel que soit le système de ventilation (Figure 3.17).



(a) $H = 4 \text{ m}$



(b) $H = 12 \text{ m}$

Figure 3.17. Influence de la latéralité de la source – Système de ventilation.

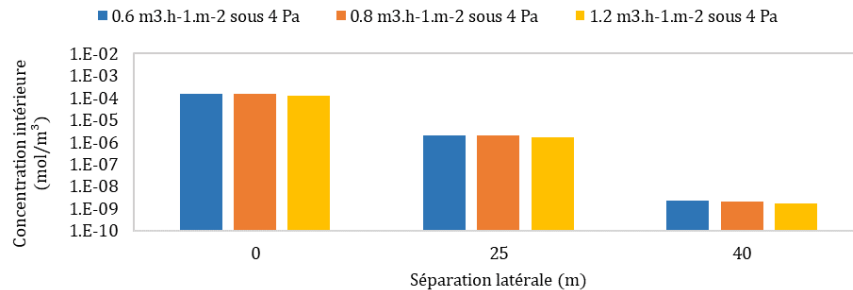
Ainsi, même quand la source est profonde et que, par conséquent, l'influence de la séparation latérale sur l'atténuation de la concentration intérieure diminue, ce paramètre reste prépondérant par rapport à l'influence des systèmes de ventilation sur les niveaux de concentration intérieure (Figure 3.17b).

Pour compléter cette analyse, les résultats croisés de la ventilation mécanique simple flux avec la perméabilité à l'air de l'enveloppe sont présentés dans le Tableau 3.18.

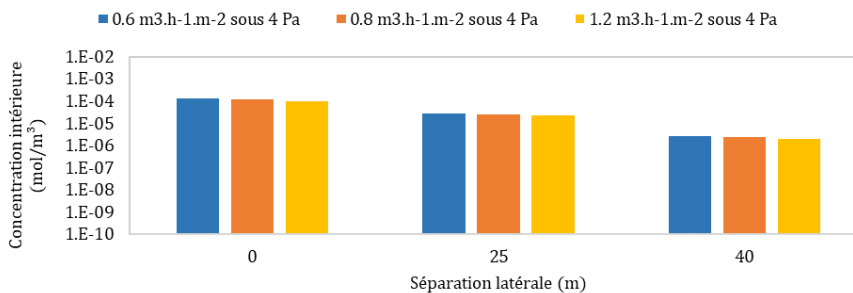
Tableau 3.18. Étude paramétrique – Influence de la perméabilité à l'air de l'enveloppe sol (Dallage indépendant).

Profondeur (m)	Perméabilité de l'enveloppe ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa)	Paramètre	L = 0 m	L = 25 m	L = 40 m	Unité
4	0,6	Dépression (Bât-Ext)	4,48			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$5,12 \times 10^{-6}$	$7,04 \times 10^{-8}$	$7,60 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,53 \times 10^{-4}$	$2,11 \times 10^{-6}$	$2,27 \times 10^{-9}$	mol/m^3
	0,8	Dépression (Bât-Ext)	4,03			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,96 \times 10^{-6}$	$6,73 \times 10^{-8}$	$7,10 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,48 \times 10^{-4}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,11 \times 10^{-9}$	mol/m^3
	1,2	Dépression (Bât-Ext)	3,52			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,74 \times 10^{-6}$	$6,32 \times 10^{-8}$	$6,50 \times 10^{-11}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,25			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,26 \times 10^{-4}$	$1,68 \times 10^{-6}$	$1,72 \times 10^{-9}$	mol/m^3
12	0,6	Dépression (Bât-Ext)	4,48			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,17 \times 10^{-6}$	$8,94 \times 10^{-7}$	$8,37 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,25 \times 10^{-4}$	$2,68 \times 10^{-5}$	$2,51 \times 10^{-6}$	mol/m^3
	0,8	Dépression (Bât-Ext)	4,03			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$4,00 \times 10^{-6}$	$8,52 \times 10^{-7}$	$7,91 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,23			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,19 \times 10^{-4}$	$2,54 \times 10^{-5}$	$2,36 \times 10^{-6}$	mol/m^3
	1,2	Dépression (Bât-Ext)	3,52			Pa
		Flux de polluant (Sol-Bât)	$3,79 \times 10^{-6}$	$8,05 \times 10^{-7}$	$7,38 \times 10^{-8}$	mol/s
		Taux de renouvellement d'air (Bât)	0,25			h^{-1}
		Concentration intérieure (Bât)	$1,01 \times 10^{-4}$	$2,14 \times 10^{-5}$	$1,96 \times 10^{-6}$	mol/m^3

La perméabilité à l'air du sol peut avoir un impact important sur l'atténuation de la concentration intérieure (la concentration intérieure diminue d'environ 26% quand la perméabilité à l'air de l'enveloppe varie entre 0,6 et 1,2 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa) quelle que soit la position de la source dans le sol. Cependant, comme dans le cas précédent, l'impact de la séparation latérale reste prépondérant (atténuation de la concentration intérieure de plusieurs ordres de grandeur quand la séparation latérale augmente) (Figure 3.18).



(a) $H = 4 \text{ m}$



(b) $H = 12 \text{ m}$

Figure 3.18. Étude paramétrique – Influence de la latéralité de la source pour différente perméabilité à l'air de l'enveloppe.

Finalement, il a été montré que l'influence des caractéristiques du bâtiment comme le système de ventilation et la perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment ayant un réel impact sur l'atténuation de la concentration intérieure reste cependant de second ordre par rapport à l'impact de la séparation latérale. Cependant, même si l'influence de la séparation latérale reste prépondérante vis-à-vis des caractéristiques du bâtiment, préciser les caractéristiques du bâtiment améliore la qualité des estimations permettant de réaliser des études plus précises et adaptées à chaque cas particulier dans le but d'éviter la mise en œuvre de mesures inadéquates ou bien de solutions extrêmes.

3.3.4 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Sur la base des caractéristiques de la maison expérimentale MARIA, une étude paramétrique a été conduite dans le but de vérifier les conclusions précédentes de quantifier l'impact des caractéristiques telles que les conditions météorologiques, la typologie de soubassement, le système de ventilation et la perméabilité à l'air de l'enveloppe sur les niveaux de concentration intérieure. Les différents résultats montrent des tendances similaires de l'influence des conditions météorologiques et des caractéristiques du bâtiment à celles retrouvées dans la littérature [41], [42], [123]. En effet, sur la base des cas étudiés, les résultats peuvent être synthétisés selon les quatre points suivants :

- Conditions météorologiques : le vent et le tirage thermique impactent considérablement le transfert aérodynamique et les conditions de ventilation du bâtiment. Par exemple, l'absence de gradient de température peut limiter l'entrée de polluants ainsi que les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment, tandis que la présence du vent va favoriser la dépression du bâtiment par rapport à l'extérieur mais également une augmentation du renouvellement d'air. Ainsi, la concentration en polluant dans le bâtiment, qui varie en fonction du rapport du débit de polluant entrant et du taux de renouvellement d'air, n'évolue au final que très peu.

- Typologie de soubassement : pour des conditions de ventilation similaires, il a été montré que les concentrations en polluant pour un bâtiment sur dallage indépendant sur terre-plein sont beaucoup plus importantes que les concentrations pour un bâtiment sur dalle portée ou sur vide sanitaire (fissure périphérique rendant cette typologie plus perméable vis-à-vis une dalle portée). A l’opposé, un bâtiment sur vide sanitaire (volume d’air entre le sol et le bâtiment servant comme zone de dilution des polluants) présente des niveaux de concentration qui sont plus faibles par rapport aux deux autres configurations (concentration intérieure environ deux ordres de grandeur plus faible par rapport à un bâtiment sur dallage indépendant). Cependant, dans la réalité pour des raisons essentiellement économiques, les constructions sur dallage sur terre-plein sont la solution la plus prisée (mise en place d’un vide sanitaire coûte en moyenne 150€/m² et dans le cas d’une dalle sur terre-plein ce prix varie entre 80 et 100€/m²). Par conséquent, une solution de gain globale (finance budgétaire à la construction et qualité de l’air intérieur) serait la mise en œuvre d’une dalle portée sur terre-plein.
- Système de ventilation : entre une ventilation naturelle, un système simple flux par extraction et un système double flux, le système de ventilation double flux apparaît comme le plus efficace pour limiter l’entrée de polluant. Contrairement, la ventilation naturelle qui dépend fortement des conditions météorologiques peut favoriser l’entrée de polluants dans certains cas ainsi que la ventilation par extraction simple flux qui exacerbe la dépression du bâtiment.
- Perméabilité à l’air du bâtiment : augmenter la perméabilité à l’air du bâtiment peut générer une dépression du bâtiment plus faible et un renouvellement d’air plus important se traduisant par une diminution du flux de polluant entrant dans le bâtiment et une dilution plus élevée de la concentration intérieure, quelle que soit la typologie du soubassement et le système de ventilation (concentration intérieure 25% plus faible quand la perméabilité à l’air de l’enveloppe varie entre 0,6 m³ . h⁻¹ . m⁻² sous 4 Pa et 1,2 m³ . h⁻¹ . m⁻² sous 4 Pa).
- Latéralité de la source : l’atténuation de la concentration intérieure associée au positionnement de la source est favorisée lorsque la séparation latérale augmente (plusieurs ordres de grandeur vis-à-vis d’une source au droit du bâtiment). Le transfert est ainsi plus vers l’atmosphère et moins vers le bâtiment. Cependant, si la source est latérale l’augmentation de la profondeur de la source va favoriser la migration latérale des vapeurs vers le bâtiment et donc les niveaux de concentration intérieure par rapport aux sources proches de la surface du sol.

Ces conclusions montrent des tendances qualitativement cohérentes de l’influence des caractéristiques du bâtiment comme la typologie de soubassement, le système de ventilation et la perméabilité à l’air de l’enveloppe sur les niveaux de concentration intérieure quand une source latérale est considérée.

Plus précisément, les résultats montrant que l’impact de la latéralité de la source est plus important vis-à-vis les caractéristiques du bâtiment. Ainsi, dans le but de quantifier le poids relatif de l’ensemble de paramètres analysés dans cette partie, l’erreur relative est calculé par rapport à un cas de référence défini arbitrairement en considérant un cas standard (caractéristiques et valeurs courants). Ce cas de référence est défini comme :

- Conditions météorologiques : scénario 5 (Tableau 3.7) ;
- Typologie de soubassement : dallage indépendant ;
- Système de ventilation : ventilation simple flux par extraction ;
- Perméabilité de l’enveloppe : 0,8 m³ . h⁻¹ . m⁻² sous 4 Pa.

La source de pollution est initialement positionnée au droit du bâtiment (L = 0 m) et à 4 m de profondeur de la surface du sol. Finalement les résultats sont présentés dans le Tableau 3.19.

Tableau 3.19. Différence relative de l'impact des paramètres d'étude – Cas de référence : scénario 5 ; dallage indépendant ; ventilation simple flux par extraction, $L = 0 \text{ m}$; $H = 4 \text{ m}$ et $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa.

Système de ventilation	Simple flux		Ventilation naturelle		Double flux
Dépression (Pa)	4.03		4.92		2.13
Concentration (mol/m³)	1.48x10 ⁻⁴		5.49x10 ⁻⁵		9.58x10 ⁻⁵
Erreur relative (%)	=		63		35
Perméabilité de l'enveloppe (m³.h ⁻¹ .m ⁻²)	0.8		0.6		1.2
	4.03		4.48		3.52
	1.48x10 ⁻⁴		1.53x10 ⁻⁴		1.26x10 ⁻⁴
	=		3		15
Typologie de soubassement	Dallage indépendant		Dalle portée		Vide sanitaire
Dépression (Pa)	4.03		4.03		4.24
Concentration (mol/m³)	1.48x10 ⁻⁴		4.71x10 ⁻⁵		2.23x10 ⁻⁶
Erreur relative (%)	=		68		98
Séparation latérale (m)	0		25		40
Dépression (Pa)	4.03		4.03		4.03
Concentration (mol/m³)	1.48x10 ⁻⁴		2.01x10 ⁻⁶		2.11x10 ⁻⁹
Erreur relative (%)	=		99		100
Conditions météorologiques	Scénario 5	Scénario 1	Scénario 3	Scénario 3	Scénario 4
Dépression (Pa)	4.03	1.73	7.05	3.73	6.35
Concentration (mol/m³)	1.48x10 ⁻⁴	1.17x10 ⁻⁴	1.28x10 ⁻⁴	1.45x10 ⁻⁴	1.58x10 ⁻⁴
Erreur relative (%)	=	21	14	2	7

Malgré l'impact non-négligeable des caractéristiques du bâtiment sur les niveaux de concentration intérieure dans ces cas, l'influence de la latéralité de la source reste néanmoins prédominante sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant (Figure 3.19).

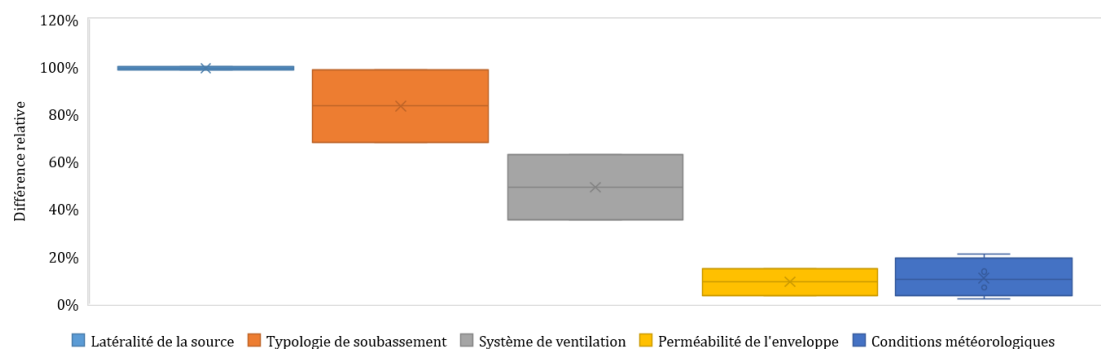


Figure 3.19. Différence relative de l'impact des paramètres d'étude – Cas de référence : scénario 5 ; dallage indépendant ; ventilation simple flux par extraction, $L = 0 \text{ m}$; $H = 4 \text{ m}$ et $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa.

La variation de la concentration intérieure est plus associée au positionnement de la source et plus précisément à la variation de la séparation latérale (de cinq ordres de grandeur quand la séparation latérale varie entre 0 et 40 m). Les niveaux de concentration sont impactés également par les caractéristiques du soubassement (de deux ordres de grandeur entre une typologie dallage indépendant et un vide sanitaire). L'impact du système de ventilation et de la perméabilité de l'enveloppe reste discrète par rapport à la latéralité de la source et aux caractéristiques de la typologie de soubassement. Plus précisément, la concentration diminue uniquement d'environ 63% entre une ventilation naturelle et une ventilation simple flux par extraction et de seulement 15% quand la perméabilité à l'air

de l'enveloppe varie entre $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa et $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ sous 4 Pa quelle que soit la position de la source. En fin, les conditions météorologiques n'ont pas une forte influence sur la variation des niveaux de concentration par rapport aux autres paramètres (variation de 21 % quand une ventilation simple flux est considérée). Par conséquent, il est considéré que l'influence des caractéristiques du bâtiment comme le système de ventilation et la perméabilité à l'air du sol ayant un impact important sur l'atténuation de la concentration intérieure reste du deuxième ordre par rapport à l'impact de la latéralité de la source.

Cependant, la variation des caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, système de ventilation et perméabilité à l'air de l'enveloppe) ainsi que des conditions météorologiques étant non-négligeable peut générer des incertitudes importantes si ces paramètres ne sont bien précisés. Ainsi, il est jugé nécessaire de définir au mieux l'ensemble des paramètres d'influence propres de chaque projet de construction dans le but de réaliser une gestion optimale à l'aide des outils proposés dans ce chapitre afin d'éviter des incertitudes qui puissent conduire à la mise en œuvre de solutions extrêmes ou bien des mesures inadaptées et impacter directement la performance énergétique du bâtiment ou bien augmenter le risques d'exposition des occupants.

CONCLUSION GÉNÉRALE

ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE : BESOIN D'AMÉLIORATION DES MODÈLES EXISTANTS

L'utilisation des modèles du transfert de polluants gazeux du sol, en complément avec des mesures in-situ, permet d'estimer rapidement et à moindre coût les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol afin d'établir des mesures de prévention et/ou correction. Cependant, et malgré leur intérêt, certaines études sur le site ont montré qu'il existe des différences importantes entre les mesures et les estimations de la concentration intérieure en polluant pouvant conduire éventuellement à la mise en œuvre de solutions extrêmes ou bien à des mesures inadéquates.

Les hypothèses classiques formulées par les auteurs dans le développement de ces modèles ne sont généralement pas satisfaites dans la pratique et l'utilisation de ces modèles est limitée à leur capacité à représenter certains scénarios spécifiques. Ces incertitudes reposent principalement sur une mauvaise représentation conceptuelle du site concerné (ex. considérer une distribution homogène de la source pollution sur la limite inférieure du domaine), une modélisation incomplète des voies et mécanismes de transfert (ex. négliger le flux convectif dans les estimations) ou bien ignorer certains paramètres d'influence (ex. caractéristiques du bâtiment), ce qui peut générer que l'application de ces modèles soit irréaliste dans de nombreux cas.

Une mauvaise modélisation du transfert peut conduire à des estimations irréalistes ainsi qu'à une mauvaise interprétation des résultats, conduisant à des conclusions trompeuses. Par conséquent, la qualité des estimations va dépendre de la précision représentation de la situation de pollution : mécanismes de transfert et voies d'exposition, caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, volume, dépression, ...), l'emplacement de la source et son étendu dans le sol, les propriétés physiques des milieux (perméabilité à l'air, porosité, ...), et les conditions environnementales (vent, pluie, ...). Ainsi, dans l'intérêt des outils d'aide à la décision de pouvoir estimer avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol, il a été considéré nécessaire d'apporter des éléments d'amélioration aux modèles existants afin d'améliorer la qualité de la modélisation du transfert et ainsi de réduire les incertitudes dans l'évaluation de risques en élargissant la gamme d'application des modèles existants.

ÉTUDE DE SENSIBILITÉ NUMÉRIQUE : INFLUENCE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE SUR L'ATTÉNUATION DE LA CONCENTRATION INTÉRIEURE EN POLLUANT

Une étude de sensibilité numérique réalisée au vue d'apporter des précisions sur le rôle des caractéristiques des différentes situations de pollution sur le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs quand une source latérale est considérée. Les résultats ont mis en évidence que la position de la source, parmi l'ensemble de paramètres étudiés (caractéristiques de la source, perméabilité à l'air du sol, dépression du bâtiment et typologie de soubassement), a le plus d'impact sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant. La concentration intérieure en polluant diminue rapidement quand la séparation latérale augmente (transfert latéral vers l'atmosphère favorisé). Cette atténuation devient plus importante quand la source est proche de la surface du sol (source superficielle). En effet, si la source est superficielle et la séparation latérale augmente, les vapeurs migrent principalement vers l'atmosphère et moins vers le bâtiment. Néanmoins, si la profondeur de la source augmente, le transfert latéral vers le bâtiment sera favorisé ainsi que la concentration en polluant à l'intérieur du bâtiment (atténuation moins importante en comparaison aux sources peu profondes).

Additionnement, selon les caractéristiques de la source (pollution adsorbée ou en phase organique dans le sol ou zone non-saturée, ou dissoute dans les eaux souterraines), les vapeurs migrent différemment. Par exemple, si la source se trouve au niveau de la frange capillaire (limite inférieure du domaine), les vapeurs migrent uniquement de manière verticale favorisant le transfert vers le bâtiment quand la source se trouve sous le bâtiment et ainsi l'atténuation de vapeurs quand la source est latéralement décalée du bâtiment. Par contre, si la source est localisée dans la zone non-saturée, ces vapeurs vont migrer de manière radiale dans toutes les directions et pas préférentiellement vers le haut du domaine (bâtiment ou atmosphère). Dans ce cas, le transfert latéral vers le

bâtiment sera favorisé conduisant à une entrée de vapeurs plus élevée quand la source est décalée latéralement du bâtiment en comparaison au cas précédent.

De même, ces travaux confirment que le transfert est également impacté par la variation des caractéristiques du scénario de pollution. Il a été montré que la dépression générée par le bâtiment ($\Delta p = 4 \text{ Pa}$) peut favoriser l'entrée de polluants produisant une concentration intérieure deux fois plus importante par rapport à un bâtiment en absence de dépression ($\Delta p = 0 \text{ Pa}$). La perméabilité à l'air du sol pouvant jouer un rôle important sur le transfert de vapeurs peut générer des concentrations plus élevées lorsque le sol est perméable (d'environ 1 ordre de grandeur quand entre 10^{-14} m^2 et 10^{-10} m^2). Finalement, selon les caractéristiques des fondations les bâtiments peuvent avoir différentes réponses à l'entrée de polluants gazeux du sol. Par exemple, les résultats montrent qu'une typologie de soubassement de type dalle portée (dalle agissant comme barrière) protège plus l'entrée de ces polluants en comparaison à une typologie de type sol nu (représentative d'un vide sanitaire) ou dallage indépendant. Par contre, les constructions sur sol nu en contact direct avec le sol et sur dallage indépendant par apparition de la fissure périphérique rendant cette typologie relativement plus perméable, sont plus susceptibles à l'entrée de polluants gazeux du sol vis-à-vis d'une dalle portée.

L'ensemble de résultats de cette étude ont montré que même si l'influence de la latéralité de la source reste prépondérante en comparaison à des paramètres comme la dépression du bâtiment, la perméabilité à l'air du sol et la typologie de soubassement, leur impact n'est pas négligeable et ignorer leur influence peut générer des incertitudes de plusieurs ordres de grandeur dans l'estimation du transfert de polluants gazeux du sol vers le bâtiment.

DÉVELOPPEMENT DE NOUVEAUX MODELÉS DE TRANSFERT : PRISE EN COMPTE DE LA LATÉRALITÉ DE LA SOURCE DANS L'ESTIMATION DES NIVEAUX DE CONCENTRATION INTÉRIEURE EN POLLUANT

Dans le but de pouvoir estimer avec précision les risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol et de parvenir une gestion optimale des situations de pollution, de nouveaux modèles de transfert ont été développés. Ces modèles permettent de mieux préciser les caractéristiques des scénarios de pollution notamment en tenant compte de la latéralité de la source et de diminuer les incertitudes dans l'évaluation de risques sanitaires en élargissant la gamme d'application des modèles existant à des scénarios plus réalistes. Ces nouveaux outils sont construits sur la base des modèles semi-empiriques existants (MSE-SC) en complément avec une corrélation empirique issue de l'expérimentation numérique et l'analyse adimensionnelle. De par leur construction, ces modèles (MSE-SL) ont la capacité de tenir compte de la physique du sol (perméabilité à l'air, coefficient de diffusion, ...) et des caractéristiques du bâtiment (fondations, typologie de soubassement, taux de renouvellement d'air, dépression, volume, ...) ainsi que la capacité de prendre en considération la séparation latérale entre la source et le bâtiment.

ANALYSE DES EXPRESSIONS PROPOSÉES : ÉTUDE DE SENSIBILITÉ, PLAGE D'APPLICATION ET COMPARAISON AVEC DES DONNÉES EXPÉRIMENTALES ET DES MODÈLES EXISTANTS

À partir d'une étude paramétrique en fonction de la variation des paramètres utilisés pour leur construction (séparation latérale, profondeur de la source et perméabilité à l'air du sol), ces modèles ont été comparés au modèle numérique OpenFOAM (CFD) permettant de vérifier la cohérence et la précision de leurs estimations. Les résultats ont montré que les MSE-SL présentent des tendances similaires aux données numériques pour l'ensemble de scénarios étudiés permettant de valider la cohérence des estimations. Les différences retrouvées entre les estimations analytiques et les valeurs numériques sont variables et dépendent principalement de la précision des expressions retenues lors de la construction des MSE-SL (ajustement de courbes). De même, les MSE-SL ayant été construits en considérant des paramètres d'influence comme la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion du sol et la perméabilité de la dalle comme constants, ont été soumis à une analyse de leur plage d'application en fonction de la variation de ces paramètres au-delà des valeurs qui ont servi à leur construction. Ces résultats ont montré que les MSE-SL ont la capacité de tenir compte avec précision de la variation de la dépression du bâtiment, le coefficient de diffusion du sol et la perméabilité à l'air de la dalle pour les différentes configurations de soubassement étudiées (sol nu, dalle portée et dallage indépendant). En plus, il a été confirmé

que même si l'impact de ces paramètres (dépression du bâtiment, coefficient de diffusion et perméabilité de la dalle) n'est pas négligeable, l'influence de la latéralité de la source sur l'atténuation de la concentration intérieure reste prédominante.

Ces nouveaux modèles ont été comparés également à des données expérimentales ainsi qu'à des modèles existant dans la littérature (analytique et numérique) dans le but de réaliser une analyse sur les différences existantes entre les différentes approches ainsi que de vérifier la validité des MSE-SL proposés. Dans un premier temps, et malgré les différences retrouvées avec les données expérimentales, il a été montré que les MSE-SL ont la capacité de modéliser avec précision le transfert de polluants gazeux du sol vers les espaces intérieurs. Il a été mis en évidence les difficultés des modèles classiques (SC) à tenir compte de la latéralité de la source, se portant comme possible explication des écarts des modèles existant avec les mesures in-situ retrouvés dans la littérature. Finalement, les MSE-SL ont montré la capacité de représenter avec précision également des scénarios plus réalistes modélisés par d'autres outils numériques (CFD) et de tenir compte de l'influence de la séparation latérale entre la source et le bâtiment.

Compte tenu des avantages portés par les MSE-SL, ces modèles peuvent apporter une meilleure précision de l'évaluation des risques sanitaires associés aux polluants gazeux du sol. Cependant, au vu des hypothèses considérées pouvant limiter leur utilisation (modèle numérique, modélisation de la source, gamme de valeurs d'entrée, ...), il est fortement recommandé de garder dans l'esprit l'ensemble d'assumptions permettant ainsi de faire une meilleure analyse des résultats.

INTÉGRATION DES MODELÉS DÉVELOPPÉS DANS MATHIS-QAI : MODÉLISATION DES ENVIRONNEMENTS INTÉRIEURS EN FONCTION DES CARACTÉRISTIQUES DU BÂTIMENT ET CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES

L'intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI a comme objectif de préciser les conditions de dépression et de ventilation (taux de renouvellement d'air) du bâtiment en fonction des conditions météorologiques et des caractéristiques du bâtiment (système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, typologie de soubassement, ...) pour estimer avec précision les niveaux de concentration intérieure en polluant en fonction des conditions météorologiques au cours du temps. Le flux entrant dans le bâtiment est calculé en fonction des caractéristiques du sol (perméabilité, coefficient de diffusion, ...), de la source (concentration, profondeur et séparation latérale) et du bâtiment (typologie, dépression, ...) et ensuite utilisé comme condition terme source par le modèle aéraulique. Les conditions aérauliques du bâtiment (dépression et taux de renouvellement d'air) sont définies en fonction des caractéristiques du bâtiment (système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, ...) et des conditions météorologiques (vitesse du vent, température extérieure, ...).

À partir de ce couplage, une étude paramétrique sur MATHIS-QAI a été conduite afin de préciser comment les paramètres spécifiques du bâtiment peuvent modifier les conclusions de l'influence de la latéralité de la source sur les niveaux de concentration intérieure. Les résultats de cette étude ont permis de vérifier qualitativement la cohérence des résultats vis-à-vis des conclusions des études précédentes de l'impact des caractéristiques du bâtiment (typologie de soubassement, système de ventilation et perméabilité de l'enveloppe) et des conditions météorologiques sur le transfert de polluants au regard d'une source au droit du bâtiment. En fonction des caractéristiques de la typologie de soubassement (dalle portée, dallage indépendant et vide sanitaire), les bâtiments ont une réponse différente à l'entrée des polluants gazeux du sol. Par exemple, les niveaux de concentration intérieure pour un bâtiment sur dallage indépendant sur terre-plein sont beaucoup plus importants que les concentrations pour un bâtiment sur dalle portée ou sur vide sanitaire. Contrairement, un bâtiment sur vide sanitaire par ses caractéristiques présente des niveaux de concentration qui sont plus faibles par rapport aux deux autres configurations. Concernant le système de ventilation, le système de ventilation double flux, par ses caractéristiques, ressort comme le plus efficace pour la dilution de vapeurs contaminantes (équilibre des débits extrait et insufflé en minimisant la dépression du bâtiment et ainsi flux de polluant provenant du sol). Par contre, la ventilation simple flux par extraction exacerbe la dépression du bâtiment et tend à favoriser l'entrée de polluants dans certains cas. La ventilation naturelle du bâtiment se porte comme la moins performante pour l'atténuation de vapeurs sous les mêmes conditions de perméabilité quelle que soit la typologie du soubassement. D'une autre part, augmenter la perméabilité à l'air du bâtiment sous des conditions similaires de ventilation, peut générer et une

dépression du bâtiment plus faible et un renouvellement d'air plus important se traduisant par une diminution du flux de polluant entrant dans le bâtiment et une atténuation plus élevée de la concentration intérieure, quelle que soit la typologie du soubassement. Finalement, il a été mis en évidence que les conditions temporelles comme le vent et le tirage thermique peuvent impacter considérablement le transfert et les conditions de ventilation du bâtiment (principalement pour une ventilation naturelle). L'absence de gradient de température peut défavoriser l'entrée de polluants ainsi que les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur du bâtiment. La présence du vent va favoriser la dépression du bâtiment par rapport à l'extérieur générant une augmentation du transfert avec la vitesse du vent. Les dépressions engendrées seront ainsi plus élevées par l'effet combiné du tirage thermique et du vent. Ces résultats sont illustratifs et montrent des tendances qualitatives de l'influence des caractéristiques du bâtiment (source au droit du bâtiment).

Malgré l'impact non-négligeable des caractéristiques du bâtiment, l'influence de la latéralité de la source reste prédominante sur l'atténuation de la concentration intérieure en polluant (atténuation de plusieurs ordres de grandeur avec la séparation latérale). Cependant, préciser les caractéristiques du bâtiment (soubassement, système de ventilation, perméabilité à l'air de l'enveloppe, ...) ainsi que les conditions météorologiques peut augmenter la qualité des estimations évitant la mise en œuvre des solutions extrêmes ou bien des mesures inadaptées. En effet, ces caractéristiques sont uniques de chaque cas d'étude et varient en fonction des caractéristiques du projet aménageur (type de construction, usage, dimensions, ...) et du site de construction (typologie de pollution, caractéristiques du sol, conditions météorologiques, ...). Ainsi, ces caractéristiques doivent se préciser au mieux afin de se rapprocher de la réalité et d'éviter des incertitudes dans l'estimation de risques sanitaires associés à l'exposition de polluants gazeux du sol et donc la mise en œuvre de solutions extrêmes ou bien à des mesures inadaptées.

PERSPECTIVES

Les MSE-SL s'adaptent principalement à des typologies de pollution où la source de pollution positionnée sur la limite inférieure du domaine en considérant ces scénarios comme le plus représentatifs de la réalité (polluants retenus par des strates à densité élevée). Cependant, dans d'autres situations, la source peut être située dans la zone non-saturée. Une analyse comparative a mis en évidence que ces deux scénarios présentent des niveaux de concentration similaires quand la source est au droit du bâtiment, mais ces écarts augmentent lorsque la séparation latérale entre la source et le bâtiment augmente (§2.1.2.1). Ainsi, il a été considéré nécessaire de réaliser une étude de la capacité et la limite d'application des modèles proposés quand la source est positionnée dans la zone non-saturée afin de déterminer dans lequel mesure et sous quelles conditions les MSE-SL ont la capacité de représenter des sources localisées dans la zone non-saturée.

L'influence des hétérogénéités du sol comme la frange capillaire, les barrières naturelles ou zones pavées sur le transfert de polluants gazeux du sol a été analysée dans la littérature par différents auteurs [41]–[43], [49], [54], [153]. Dans les modèles analytiques, les hétérogénéités du sol sont souvent considérées dans les estimations à partir des valeurs équivalentes de la perméabilité à l'air du sol ($k_{sol,eq}$) et du coefficient de diffusion du sol ($D_{sol,eq}$) calculées respectivement comme étant la moyenne harmonique pondérée des différentes lithologies trouvées entre la source de polluant et le bâtiment (Équation (1)).

$$x_{eq} = \frac{\sum e_i}{\sum \frac{e_i}{x_i}} \quad (1)$$

Avec x_{eq} , la valeur pondérée équivalente ($k_{sol,eq}$ ou $D_{sol,eq}$), i la lithologie de sol considérée entre la source de pollution et le bâtiment, e_i l'épaisseur de la lithologie i et x_i la valeur de la perméabilité à l'air ($k_{sol,i}$) ou du coefficient de diffusion ($k_{sol,i}$) de la lithologie i .

Dans le but de tenir compte des hétérogénéités du sol, il suffit donc de remplacer la valeur de la perméabilité du sol ou du coefficient de diffusion dans les expressions proposées par la valeur pondérée. Cependant, il serait nécessaire de réaliser une étude comparative (ex. outil numérique CFD) dans le but de vérifier la cohérence et la précision des résultats.

Les modèles de transfert développés sont adaptés principalement à des polluants récalcitrants caractérisés par un faible taux de biodégradation, qui persistent dans l'environnement pendant de longues périodes de temps avant d'être dégradés par les micro-organismes (ex. benzène, trichloréthylène, polyéthylène, ...). Cependant, il existe d'autres polluants à forte taux de biodégradation qui peuvent générer une atténuation de la concentration intérieure en polluant plus importante par rapport aux polluants récalcitrants. De cette manière, il est jugé important de réaliser une étude comparative complémentaire afin de faire ressortir les différences entre ces deux scénarios. Ainsi, à partir des résultats et en fonction des objectifs de travaux futurs, analyser la possibilité d'intégrer l'impact de la biodégradation dans l'estimation des niveaux de concentration intérieure en polluant dans le but d'élargir le champ d'application des modèles proposés (ex. intégration à l'aide d'une étude paramétrique et de l'analyse adimensionnelle).

Par les caractéristiques de ces travaux (expérimentation numérique) et le manque de données expérimentales pour la comparaison dans la littérature, il est important d'apporter d'autres éléments de validation des nouveaux modèles présentés dans ces travaux. Ainsi, il est considéré essentiel de réaliser plus d'analyses comparatives avec des données expérimentales servant comme cadre de validation dans le but d'ajouter plus de poids de validité des MSE-SL.

Finalement, l'intégration des MSE-SL dans MATHIS-QAI permet de prendre en compte avec précision des caractéristiques du bâtiment et des conditions météorologiques. De cette manière, il est possible dès maintenant d'effectuer des études de sensibilité plus exhaustives de l'impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air dans les environnements intérieurs. Par exemple, des études sur la base d'une modélisation multizone ou bien des

conditions météorologiques instationnaires permettant de faire une étude plus précise et de vérifier les premières conclusions présentées précédemment sur une modélisation monozone et stationnaire.

RÉFÉRENCES

- [1] Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, vol. OJ L. 2000. Consulté le: nov. 09, 2020. [En ligne]. Disponible sur: <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/fra>
- [2] « Code de l'environnement - Légifrance ». https://www.legifrance.gouv.fr/codes/texte_lc/LEGITEXT000006074220/2020-11-09/ (consulté le nov. 09, 2020).
- [3] « Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) | Géorisques ». <https://www.georisques.gouv.fr/articles-risques/secteurs-information-sols> (consulté le août 20, 2021).
- [4] « Charte de l'environnement - Légifrance ». <https://www.legifrance.gouv.fr/contenu/menu/droit-national-en-vigueur/constitution/charte-de-l-environnement> (consulté le nov. 09, 2020).
- [5] « Code de la santé publique - Légifrance ». https://www.legifrance.gouv.fr/codes/texte_lc/LEGITEXT000006072665/ (consulté le nov. 09, 2020).
- [6] « Circulaire du 10/12/99 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation (Abrogée) | AIDA ». https://aida.ineris.fr/consultation_document/7913 (consulté le nov. 09, 2020).
- [7] « Circulaire du 08/02/07 relative aux sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués (Abrogée) | AIDA ». https://aida.ineris.fr/consultation_document/7323 (consulté le nov. 09, 2020).
- [8] F. D. Tillman et J. W. Weaver, « Review of Recent Research on Vapor Intrusion », janv. 2005.
- [9] « OSWER Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air », p. 267, 2015.
- [10] « Guide méthodologique - Projet FLUXOBAT - Évaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur | SSP-Infoterre ». <http://ssp-infoterre.brgm.fr/guide-methodologique-fluxobat> (consulté le janv. 09, 2019).
- [11] O. US EPA, « Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway », *US EPA*, sept. 25, 2015. <https://www.epa.gov/vaporintrusion/conceptual-model-scenarios-vapor-intrusion-pathway> (consulté le août 21, 2019).
- [12] A. C. Scott, M. D. Mackinnon, et P. M. Fedorak, « Naphthenic Acids in Athabasca Oil Sands Tailings Waters Are Less Biodegradable than Commercial Naphthenic Acids », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, n° 21, p. 8388-8394, nov. 2005, doi: 10.1021/es051003k.
- [13] J. D. Van Hamme, A. Singh, et O. P. Ward, « Recent advances in petroleum microbiology », *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, vol. 67, n° 4, p. 503-549, déc. 2003, doi: 10.1128/mmbr.67.4.503-549.2003.
- [14] S. Roggemans, C. L. Bruce, P. C. Johnson, et R. Johnson, « Vadose zone natural attenuation of hydrocarbon vapors: An emperical assessment of soil gas vertical profile data », *API Soil and Groundwater Research Bulletin*, p. 1-12, déc. 2001.
- [15] « methodo_ssp_2017.pdf ». Consulté le: août 19, 2020. [En ligne]. Disponible sur: http://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/upload/documents/methodo_ssp_2017.pdf
- [16] « Rapport-Ineris-20-180783-2199664-v2-Fiches typologie d'usage_0.pdf ». Consulté le: août 16, 2021. [En ligne]. Disponible sur: https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Rapport-Ineris-20-180783-2199664-v2-Fiches%20typologie%20d%27usage_0.pdf
- [17] J. M. Seguel, R. Merrill, D. Seguel, et A. C. Campagna, « Indoor Air Quality », *American Journal of Lifestyle Medicine*, vol. 11, n° 4, p. 284-295, juill. 2017, doi: 10.1177/1559827616653343.
- [18] R. / N. Kapuscinski, « EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation, Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings », p. 188, 2012.
- [19] M. Hodgson, « Field studies on the sick building syndrome », *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, vol. 641, p. 21-36, avr. 1992.
- [20] J. Kliet, T. Fast, J. S. M. Boley, H. van de Wiel, et H. Bloemen, « The relationship between soil contaminated with volatile organic compounds and indoor air pollution », *Environment International*, vol. 15, n° 1-6, p. 419-425, janv. 1989, doi: 10.1016/0160-4120(89)90057-3.
- [21] J. A. Wood et M. L. Porter, « Hazardous Pollutants in Class II Landfills », *JAPCA*, vol. 37, n° 5, p. 609-615, mai 1987, doi: 10.1080/08940630.1987.10466250.

- [22] O. US EPA, « A Citizen's Guide to Radon: The Guide to Protecting Yourself and Your Family from Radon », *US EPA*, août 18, 2014. <https://www.epa.gov/radon/citizens-guide-radon-guide-protecting-yourself-and-your-family-radon> (consulté le janv. 31, 2019).
- [23] « Aged Population, principles for evaluating the effects of chemicals (EHC 144, 1992) ». <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc144.htm> (consulté le août 16, 2021).
- [24] A. Tukker, H. Buist, L. van Oers, E. van der Voet, et T. B. en Ondergrond, « Risks to health and environment of the use of lead in products in the EU », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 49, n° 2, p. 89, 2006, doi: 10.1016/j.resconrec.2006.03.005.
- [25] W. Y. Kuipers et M. Mascolo, « Study for the strategy for a non-toxic environment of the 7th EAP », p. 126, 2017.
- [26] J. Little, J. M. Daisey, et W. W. Nazaroff, « Transport of Subsurface Contaminants into Building: An Exposure pathway for volatile organics. », *Environmental Science and Technology*, vol. 26, p. 2058-2066, janv. 1992.
- [27] K. Garbesi, R. G. Sextro, W. J. Fisk, M. Modera, et K. L. Revzan, « Soil-gas entry into an experimental basement: Model measurement comparisons and seasonal effects », 1993. doi: 10.1021/es00040a003.
- [28] K. Garbesi et R. G. Sextro, « Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 23, n° 12, p. 1481-1487, déc. 1989, doi: 10.1021/es00070a005.
- [29] A. L. Robinson, R. G. Sextro, et W. J. Riley, « Soil-gas entry into houses driven by atmospheric pressure fluctuations—The influence of soil properties », *Atmospheric Environment*, vol. 31, n° 10, p. 1487-1495, mai 1997, doi: 10.1016/S1352-2310(97)83264-5.
- [30] H. Arvela, « Experiences in radon-safe building in Finland », *Sci. Total Environ.*, vol. 272, n° 1-3, p. 169-174, mai 2001, doi: 10.1016/S0048-9697(01)00688-x.
- [31] D. Rolston, D. Louie, R. D. Glauz, et G. L. Grundmann, « Evaluation of an In Situ Method for Measurement of Gas Diffusivity in Surface Soils », *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ*, vol. 55, janv. 1991, doi: 10.2136/sssaj1991.03615995005500060006x.
- [32] F. R. Troeh, J. D. Jabro, et D. Kirkham, « Gaseous diffusion equations for porous materials », *Geoderma*, vol. 27, n° 3, p. 239-253, avr. 1982, doi: 10.1016/0016-7061(82)90033-7.
- [33] P. C. Johnson et R. A. Ettinger, « Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 25, n° 8, p. 1445-1452, août 1991, doi: 10.1021/es00020a013.
- [34] K. J. Renken et T. Rosenberg, « Laboratory Measurements of the Transport of Radon Gas Through Concrete Samples », *Health Physics*, vol. 68, n° 6, p. 800, juin 1995.
- [35] H. C. Brinkman, « A calculation of the viscous force exerted by a flowing fluid on a dense swarm of particles », *Appl. Sci. Res.*, vol. 1, n° 1, p. 27, déc. 1949, doi: 10.1007/BF02120313.
- [36] R. J. Millington et J. P. Quirk, « Permeability of porous solids », *Trans. Faraday Soc.*, vol. 57, n° 0, p. 1200-1207, janv. 1961, doi: 10.1039/TF9615701200.
- [37] P. Moldrup, T. Olesen, J. Gamst, P. Schjønning, T. Yamaguchi, et D. E. Rolston, « Predicting the Gas Diffusion Coefficient in Repacked Soil Water-Induced Linear Reduction Model », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, n° 5, p. 1588-1594, sept. 2000, doi: 10.2136/sssaj2000.6451588x.
- [38] H. L. Penman, « Gas and vapour movements in the soil: I. The diffusion of vapours through porous solids », *The Journal of Agricultural Science*, vol. 30, n° 3, p. 437-462, juill. 1940, doi: 10.1017/S0021859600048164.
- [39] P. C. Carman, « Permeability of saturated sands, soils and clays », *The Journal of Agricultural Science*, vol. 29, n° 2, p. 262-273, avr. 1939, doi: 10.1017/S0021859600051789.
- [40] « PHILIPP FORCHHEIMER, Hydraulik. Dritte Auflage. Mit 393 Textfiguren. Verlag B. G. Teubner, Leipzig u. Berlin 1930. X + 396 S. Preis geb. 36 M », *ZAMM - Journal of Applied Mathematics and Mechanics / Zeitschrift für Angewandte Mathematik und Mechanik*, vol. 10, n° 6, p. 627-627, 1930, doi: <https://doi.org/10.1002/zamm.19300100623>.
- [41] « Projet CAPQAI-Livrable public - Méthodologie de caractérisation des sols pollués pour l'évaluation de leur impact sur les expositions intérieures dans les bâtiments », p. 28.
- [42] T. Diallo, « Impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments », p. 214, 2013.
- [43] Y. Yao, K. G. Pennell, et E. Suuberg, « Vapor intrusion in urban settings: effect of foundation features and source location », *Procedia Environ Sci*, vol. 4, p. 245-250, 2011.

- [44] T. Itakura, D. W. Airey, et C. J. Leo, « The diffusion and sorption of volatile organic compounds through kaolinitic clayey soils », *J. Contam. Hydrol.*, vol. 65, n° 3-4, p. 219-243, sept. 2003, doi: 10.1016/S0169-7722(03)00002-0.
- [45] R. Meininghaus, L. Gunnarsen, et H. N. Knudsen, « Diffusion and Sorption of Volatile Organic Compounds in Building Materials–Impact on Indoor Air Quality », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, n° 15, p. 3101-3108, août 2000, doi: 10.1021/es991291i.
- [46] S. Niedermayer, C. Fürhapper, S. Nagl, S. Polleres, et K. Peter Schober, « VOC sorption and diffusion behavior of building materials », *European Journal of Wood and Wood Products*, vol. 71, sept. 2013, doi: 10.1007/s00107-013-0713-4.
- [47] D. Nikezic et V. Urosevic, « Radon transport through concrete and determination of its diffusion coefficient », *Radiat Prot Dosimetry*, vol. 128, n° 4, p. 516-516, mars 2008, doi: 10.1093/rpd/ncn077.
- [48] H. W. Reinhardt et M. Jooss, « Permeability, diffusion, and capillary absorption of concrete at elevated temperature in the service range », *Otto-Graf-J.*, vol. 9, p. 34-47, janv. 1998.
- [49] O. Bozkurt, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Simulation of the Vapor Intrusion Process for Nonhomogeneous Soils Using a Three-Dimensional Numerical Model », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 92-104, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01218.x.
- [50] K. G. Pennell, O. Bozkurt, et E. M. Suuberg, « Development and Application of a Three-Dimensional Finite Element Vapor Intrusion Model », *J Air Waste Manag Assoc*, vol. 59, n° 4, p. 447-460, avr. 2009.
- [51] H. Luo, P. Dahlen, P. C. Johnson, T. Peargin, et T. Creamer, « Spatial Variability of Soil-Gas Concentrations near and beneath a Building Overlying Shallow Petroleum Hydrocarbon–Impacted Soils », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 81-91, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01217.x.
- [52] G. E DeVaul, « Indoor Vapor Intrusion with Oxygen-Limited Biodegradation for a Subsurface Gasoline Source », *Environmental science & technology*, vol. 41, p. 3241-8, juin 2007, doi: 10.1021/es060672a.
- [53] R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « A numerical investigation of vapor intrusion–the dynamic response of contaminant vapors to rainfall events », *Sci. Total Environ.*, vol. 437, p. 110-120, oct. 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.07.054.
- [54] F. D. Tillman et J. W. Weaver, « Temporal moisture content variability beneath and external to a building and the potential effects on vapor intrusion risk assessment », *Sci. Total Environ.*, vol. 379, n° 1, p. 1-15, juin 2007, doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.02.003.
- [55] I. Verginelli et R. Baciocchi, « Modeling of vapor intrusion from hydrocarbon-contaminated sources accounting for aerobic and anaerobic biodegradation », *Journal of contaminant hydrology*, vol. 126, p. 167-80, nov. 2011, doi: 10.1016/j.jconhyd.2011.08.010.
- [56] T. M. O. Diallo, B. Collignan, et F. Allard, « 2D Semi-empirical models for predicting the entry of soil gas pollutants into buildings », *Building and Environment*, vol. 85, p. 1-16, févr. 2015, doi: 10.1016/j.buildenv.2014.11.013.
- [57] L. D. V. Abreu et P. C. Johnson, « Effect of Vapor Source–Building Separation and Building Construction on Soil Vapor Intrusion as Studied with a Three-Dimensional Numerical Model », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, n° 12, p. 4550-4561, juin 2005, doi: 10.1021/es049781k.
- [58] R. / N. Kapuscinski, « EPA’s Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings », p. 188, 2012.
- [59] P. S. Lowell et B. Eklund, « VOC emission fluxes as a function of lateral distance from the source », *Environmental Progress*, vol. 23, p. 52-58, avr. 2004, doi: 10.1002/ep.10007.
- [60] Y. Yao, R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Estimation of Contaminant Subslab Concentration in Vapor Intrusion Including Lateral Source–Building Separation », *Vadose Zone J*, vol. 12, n° 3, août 2013, doi: 10.2136/vzj2012.0157.
- [61] O. US EPA, « EPA’s Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings », *US EPA*, sept. 25, 2015. <https://www.epa.gov/vaporintrusion/epas-vapor-intrusion-database-evaluation-and-characterization-attenuation-factors> (consulté le août 21, 2019).
- [62] K. G. Pennell, O. Bozkurt, et E. M. Suuberg, « Development and application of a three-dimensional finite element vapor intrusion model », *J Air Waste Manag Assoc*, vol. 59, n° 4, p. 447-460, avr. 2009.
- [63] W. W. Nazaroff, « Radon transport from soil to air », *Reviews of Geophysics - REV GEOPHYS*, vol. 30, p. 137-160, mai 1992, doi: 10.1029/92RG00055.

- [64] M. Jiranek, « DIFFUSIVE AND CONVECTIVE TRANSPORT OF RADON THROUGH CRACKS IN THE BUILDING UNDERSTRUCTURE », p. 6.
- [65] C. O. Loureiro, L. M. Abriola, J. E. Martin, et R. G. Sextro, « Three-dimensional simulation of radon transport into houses with basements under constant negative pressure », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 24, n° 9, p. 1338-1348, sept. 1990, doi: 10.1021/es00079a007.
- [66] W. W. Nazaroff, « Predicting the Rate of ²²²Rn Entry from Soil into the Basement of a Dwelling Due to Pressure-Driven Air Flow », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 24, p. 199-202, août 1988, doi: 10.1093/rpd/24.1-4.199.
- [67] J. Washington, A. Rose, E. Ciolkosz, et R. Dobos, « GASEOUS DIFFUSION AND PERMEABILITY IN FOUR SOIL PROFILES IN CENTRAL PENNSYLVANIA », *Soil Science*, vol. 157, n° 2, p. 65-76, févr. 1994.
- [68] M. Musielak, « Etude numérique et expérimentale des transferts de Composés Organiques Volatils du sol à l'air ambiant, en passant au travers du béton », phdthesis, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT, 2012. Consulté le: janv. 03, 2020. [En ligne]. Disponible sur: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00753550>
- [69] R. F. Dye et J. M. DallaValle, « Diffusion of Gases in Porous Media », *Ind. Eng. Chem.*, vol. 50, n° 8, p. 1195-1200, août 1958, doi: 10.1021/ie50584a046.
- [70] R. J. Millington, « Gas Diffusion in Porous Media », *Science*, vol. 130, n° 3367, p. 100-102, juill. 1959, doi: 10.1126/science.130.3367.100-a.
- [71] S. Bartelt-Hunt et J. Smith, « Measurement of effective air diffusion coefficients for trichloroethene in undisturbed soil cores », *Journal of contaminant hydrology*, vol. 56, p. 193-208, juill. 2002, doi: 10.1016/S0169-7722(01)00209-1.
- [72] D. E. Rolston et P. Møldrup, « Gas diffusivity », *Methods of Soil Analysis, Part 4: Physical Methods*, 2002, Consulté le: janv. 03, 2020. [En ligne]. Disponible sur: <https://vbn.aau.dk/en/publications/gas-diffusivity>
- [73] V. Bavel et C. H. M., « GASEOUS DIFFUSION AND POROSITY IN POROUS MEDIA », *Soil Science*, vol. 73, n° 2, p. 91, févr. 1952.
- [74] K. K. Nielson, V. C. Rogers, R. B. Holt, T. D. Pugh, W. A. Grondzik, et R. J. de Meijer, « Radon penetration of concrete slab cracks, joints, pipe penetrations, and sealants », *Health Phys.*, vol. 73, n° 4, p. 668-678, oct. 1997, doi: 10.1097/00004032-199710000-00013.
- [75] C.-S. Fen, « Effective gas-phase diffusion coefficient in soils », juin 2006, vol. 94, p. 109-118. doi: 10.2495/BF060111.
- [76] R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Influence of Soil Moisture on Soil Gas Vapor Concentration for Vapor Intrusion », *Environ Eng Sci*, vol. 30, n° 10, p. 628-637, oct. 2013, doi: 10.1089/ees.2013.0133.
- [77] O. Bozkurt, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Simulation of the Vapor Intrusion Process for Nonhomogeneous Soils Using a Three-Dimensional Numerical Model », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 92-104, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01218.x.
- [78] O. Bozkurt, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Simulation of the Vapor Intrusion Process for Nonhomogeneous Soils Using a Three-Dimensional Numerical Model », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 92-104, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01218.x.
- [79] J. Provoost, L. Reijnders, F. Swartjes, J. Bronders, P. Seuntjens, et J. Lijzen, « Accuracy of seven vapour intrusion algorithms for VOC in groundwater », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 9, p. 62-73, janv. 2009, doi: 10.1007/s11368-008-0036-y.
- [80] C. E. Andersen, *Entry of soil gas and radon into houses*. Roskilde: Risø National Laboratory, 1992.
- [81] Bakker, Lijzen, et van Wijnen, « Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds », *Locatiespecifieke humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging met vluchtige verbindingen*, 2009, Consulté le: janv. 09, 2019. [En ligne]. Disponible sur: <https://rivm.openrepository.com/handle/10029/258226>
- [82] I. Hers, R. Zapf-Gilje, L. Li, et J. Atwater, « The use of indoor air measurements to evaluate intrusion of subsurface VOC vapors into buildings », *J Air Waste Manag Assoc*, vol. 51, n° 9, p. 1318-1331, sept. 2001.
- [83] A. Baeza, J. García-Paniagua, J. Guillén, et B. Montalbán, « Influence of architectural style on indoor radon concentration in a radon prone area: A case study », *Science of The Total Environment*, vol. 610-611, p. 258-266, janv. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.056.

- [84] M. H. Sherman, « Simplified modeling for infiltration and radon entry », Lawrence Berkeley Lab., CA (United States), LBL-31305; CONF-921203-12, août 1992. Consulté le: févr. 08, 2019. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.osti.gov/biblio/6238669-simplified-modeling-infiltration-radon-entry>
- [85] T. N. Narasimhan, Y. W. Tsang, et H. Y. Holman, « On the potential importance of transient air flow in advective radon entry into buildings », *Geophysical Research Letters*, vol. 17, n° 6, p. 821-824, 1990, doi: 10.1029/GL017i006p00821.
- [86] Y. Yao, K. Pennell, et E. Suuberg, « The Influence of Transient Processes on Vapor Intrusion Processes », *Air and Waste Management Association - Vapor Intrusion 2010*, vol. 1, janv. 2010.
- [87] Y. Yao, Y. Xiao, J. Luo, G. Wang, J. Ström, et E. Suuberg, « High-frequency fluctuations of indoor pressure: A potential driving force for vapor intrusion in urban areas », *Science of The Total Environment*, vol. 710, p. 136309, mars 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136309.
- [88] « intro_methodo_ssp_2017.pdf ». Consulté le: août 19, 2020. [En ligne]. Disponible sur: http://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/upload/documents/intro_methodo_ssp_2017.pdf
- [89] « VI_ActiveSoilGasAdvisory_FINAL.pdf ». Consulté le: févr. 01, 2021. [En ligne]. Disponible sur: https://dtsc.ca.gov/wp-content/uploads/sites/31/2018/01/VI_ActiveSoilGasAdvisory_FINAL.pdf
- [90] « ISO 10381-7:2005(en), Soil quality — Sampling — Part 7: Guidance on sampling of soil gas ». <https://www.iso.org/obp/ui/fr/#iso:std:iso:10381:-7:ed-1:v1:en> (consulté le févr. 01, 2021).
- [91] D18 Committee, « Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations », ASTM International. doi: 10.1520/D7758-11.
- [92] « 2015 - OSWER Technical Guide for Assessing and Mitigating.pdf ». Consulté le: févr. 01, 2021. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>
- [93] « NJDEP SRP - Guidance: Vapor Intrusion Pathway - Indoor Air ». <https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vaporintrusion/> (consulté le févr. 01, 2021).
- [94] « Guidance for Evaluating Soil Vapor Intrusion in the State of New York ». https://health.ny.gov/environmental/investigations/soil_gas/svi_guidance/ (consulté le févr. 01, 2021).
- [95] « Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines | SSP-Infoterre ». <http://ssp-infoterre.brgm.fr/guide-pratique-caracterisation-gaz-du-sol-et-air-interieur> (consulté le févr. 01, 2021).
- [96] « MACAOHCaracterisation.pdf ». Consulté le: août 19, 2020. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.burgeap.fr/wp-content/uploads/2018/10/MACAOHCaracterisation.pdf>
- [97] G. Daras, « Conception et réalisation d'un outil de traitement et analyse des données spatiales pour l'aide à la décision : application au secteur de la distribution », phdthesis, Ecole polytechnique (Montréal, Canada), 2017. Consulté le: oct. 01, 2021. [En ligne]. Disponible sur: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01756903>
- [98] B. Lemièrre, *STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS*. 2006.
- [99] R. Jeannot, B. Lemièrre, et S. Chiron, « GUIDE MÉTHODOLOGIQUE POUR L'ANALYSE DES SOLS POLLUÉS », p. 85.
- [100] D.-C. H. Boulevard et N. Carolina, « User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings », p. 133.
- [101] « these_maIravani_202001.pdf ». Consulté le: févr. 01, 2021. [En ligne]. Disponible sur: https://www.metis.upmc.fr/sites/default/files/media/theses/these_maIravani_202001.pdf
- [102] A. Blondel, « Développement des méthodes géophysiques électriques pour la caractérisation des sites et sols pollués aux hydrocarbures », p. 330.
- [103] B. Collignan *et al.*, « Methodology for the in situ characterisation of soil vapor contaminants and their impact on the indoor air quality of buildings », *Building and Environment*, vol. 177, p. 106900, juin 2020, doi: 10.1016/j.buildenv.2020.106900.
- [104] E. Essouayed, E. Verardo, A. Pryet, R. Chassagne, et O. Atteia, « An iterative strategy for contaminant source localisation using GLMA optimization and Data Worth on two synthetic 2D Aquifers », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 228, p. 103554, sept. 2019, doi: 10.1016/j.jconhyd.2019.103554.
- [105] W. W. Nazaroff *et al.*, « Radon transport into a detached one-story house with a basement », *Atmospheric Environment* (1967), vol. 19, n° 1, p. 31-46, janv. 1985, doi: 10.1016/0004-6981(85)90134-9.

- [106] Y. Yao, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Estimation of contaminant subslab concentration in vapor intrusion », *J. Hazard. Mater.*, vol. 231-232, p. 10-17, sept. 2012, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.06.016.
- [107] W. MFW, F. Ji, K. P., et F. Swartjes, « The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds », janv. 1996.
- [108] I. Verginelli, C. Oriana, et R. Baciocchi, « Role of the source to building lateral separation distance in petroleum vapor intrusion », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 189, avr. 2016, doi: 10.1016/j.jconhyd.2016.03.009.
- [109] Y. Yao, R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Estimation of Contaminant Subslab Concentration in Vapor Intrusion Including Lateral Source–Building Separation », *Vadose Zone J*, vol. 12, n° 3, août 2013, doi: 10.2136/vzj2012.0157.
- [110] H. S. Carslaw et J. C. Jaeger, *Conduction of heat in solids*, 2nd ed. Oxford : Clarendon Press, 1959. Consulté le: déc. 19, 2018. [En ligne]. Disponible sur: <https://trove.nla.gov.au/version/45412049>
- [111] J. Koffi, « Analyse multicritère des stratégies de ventilation en maisons individuelles », p. 225.
- [112] L. Mora, A. Gadgil, E. Wurtz, et C. Inard, « Comparing zonal and CFD models of indoor airflows under mixed convection conditions to experimental data », oct. 2002.
- [113] W. Zuo et Q. Chen, « Real-time or faster-than-real-time simulation of airflow in buildings », *Indoor air*, vol. 19, p. 33-44, mars 2009, doi: 10.1111/j.1600-0668.2008.00559.x.
- [114] N. Martinho, A. Lopes, et M. Silva, « CFD MODELLING OF BENCHMARK TESTS FOR FLOW AROUND A DETAILED COMPUTER SIMULATED PERSON », p. 6, 2008.
- [115] K. Cordeiro Mendonça, M. Abadie, C. Beghein, et P. Blondeau, « Assessing the capabilities of the zonal model to predict the isothermal airflow induced by a linear ceiling diffuser », *Building Simulation*, vol. 7, oct. 2014, doi: 10.1007/s12273-014-0165-8.
- [116] M. O. Abadie, M. M. de Camargo, K. C. Mendonça, et P. Blondeau, « Improving the prediction of zonal modeling for forced convection airflows in rooms », *Building and Environment*, vol. 48, p. 173-182, févr. 2012, doi: 10.1016/j.buildenv.2011.09.006.
- [117] C. Inard, « Contribution à l'étude du couplage thermique entre un émetteur de chaleur et un local », These de doctorat, Lyon, INSA, 1988. Consulté le: avr. 19, 2021. [En ligne]. Disponible sur: <http://www.theses.fr/1988ISAL0042>
- [118] C. Inard, N. Molle, et F. Allard, « Etude du couplage thermique entre des corps de chauffe et un local. Analyse expérimentale des échanges convectifs et de la structure moyenne du panache », *Revue Générale de Thermique*, vol. 30, n° 351, p. 156-162, 1991.
- [119] C. Inard, H. Bouia, et P. Dalicieux, « Prediction of air temperature distribution in buildings with a zonal model », *Energy and Buildings*, vol. 24, n° 2, p. 125-132, juill. 1996, doi: 10.1016/0378-7788(95)00969-8.
- [120] L. Mora, K. Cordeiro Mendonça, E. Wurtz, et C. Inard, « Simspark: An object-oriented environment to predict coupled heat and mass transfers in buildings », août 2003.
- [121] J. Stewart et Z. Ren, « COwZ—A subzonal indoor airflow, temperature and contaminant dispersion model », *Building and Environment*, vol. 41, n° 12, p. 1631-1648, déc. 2006, doi: 10.1016/j.buildenv.2005.06.015.
- [122] E. Shirazi, S. Ojha, et K. G. Pennell, « Building Science Approaches for Vapor Intrusion Studies », *Rev Environ Health*, vol. 34, n° 3, p. 245-250, sept. 2019, doi: 10.1515/reveh-2019-0015.
- [123] M. Abdelouhab, « Contribution à l'étude du transfert des polluants gazeux entre le sol et les environnements intérieurs des bâtiments », phdthesis, Université de La Rochelle, 2011. Consulté le: janv. 09, 2019. [En ligne]. Disponible sur: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00683739/document>
- [124] E. Shirazi, G. S. Hawk, C. W. Holton, A. J. Stromberg, et K. G. Pennell, « Comparison of Modeled and Measured Indoor Air Trichloroethene (TCE) Concentrations at a Vapor Intrusion Site: Influence of Wind, Temperature, and Building Characteristics », *Environ Sci Process Impacts*, vol. 22, n° 3, p. 802-811, mars 2020, doi: 10.1039/c9em00567f.
- [125] E. Shirazi et K. G. Pennell, « Three-Dimensional Vapor Intrusion Modeling Approach that Combines Wind and Stack Effects on Indoor, Atmospheric, and Subsurface Domains », *Environ Sci Process Impacts*, vol. 19, n° 12, p. 1594-1607, déc. 2017, doi: 10.1039/c7em00423k.
- [126] brian.polidoro@nist.gov, « CONTAM », NIST, mars 13, 2012. <https://www.nist.gov/services-resources/software/contam> (consulté le août 19, 2021).

- [127] « EBC_Annex_23_tsr.pdf ». Consulté le: août 19, 2021. [En ligne]. Disponible sur: https://www.iea-ebc.org/Data/publications/EBC_Annex_23_tsr.pdf
- [128] A. Copco, « atlascopco », *Atlas Copco*. <https://www.atlascopco.com> (consulté le août 19, 2021).
- [129] « Software | Trinity Consultants ». <https://www.trinityconsultants.com/software> (consulté le août 19, 2021).
- [130] Z. Khoury, P. Riederer, N. Couillaud, J. Simon, et M. Raguin, « A multizone building model for matlab/simulink environment », *Building Simulation*, janv. 2005.
- [131] J. Hensen, « Comparison of coupled and decoupled solutions for temperature and air flow in a building », *ASHRAE Transactions*, vol. 105, janv. 1999.
- [132] J. Provoost, A. Bosman, L. Reijnders, J. Bronders, K. Touchant, et F. Swartjes, « Vapour intrusion from the vadose zone - seven algorithms compared », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 10, p. 473-483, avr. 2012, doi: 10.1007/s11368-009-0127-4.
- [133] J. Ma, T. Mchugh, L. Beckley, M. Lahvis, G. Devaull, et L. Jiang, « Vapor Intrusion Investigations and Decision-Making: A Critical Review », *Environmental Science & Technology*, vol. XXXX, mai 2020, doi: 10.1021/acs.est.0c00225.
- [134] Y. Yao, R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Examination of the Influence of Environmental Factors on Contaminant Vapor Concentration Attenuation Factors Using the U.S. EPA's Vapor Intrusion Database », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 47, n° 2, p. 906-913, janv. 2013, doi: 10.1021/es303441x.
- [135] R. Borgoni, D. De Francesco, D. De Bartolo, et N. Tzavidis, « Hierarchical modeling of indoor radon concentration: how much do geology and building factors matter? », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 138, p. 227-237, déc. 2014, doi: 10.1016/j.jenvrad.2014.08.022.
- [136] C. A. Mendoza et E. O. Frind, « Advective-dispersive transport of dense organic vapors in the unsaturated zone: 1. Model development », *Water Resources Research*, vol. 26, n° 3, p. 379-387, 1990, doi: 10.1029/WR026i003p00379.
- [137] Y. Yao, R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Estimation of Contaminant Subslab Concentration in Vapor Intrusion Including Lateral Source-Building Separation », *Vadose Zone J*, vol. 12, n° 3, août 2013, doi: 10.2136/vzj2012.0157.
- [138] J. C. Little, J. M. Daisey, et W. W. Nazaroff, « Transport of subsurface contaminants into buildings », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 26, n° 11, p. 2058-2066, nov. 1992, doi: 10.1021/es00035a001.
- [139] J. S. Rios Mora, B. Collignan, T. Diallo, M. Abadie, et K. Limam, « Numerical analysis of vapor intrusion from the ground into buildings in the presence of lateral sources of pollution », *Building and Environment*, p. 108397, oct. 2021, doi: 10.1016/j.buildenv.2021.108397.
- [140] « OpenFOAM ». <https://www.openfoam.com/> (consulté le août 17, 2021).
- [141] S. Marzougui, « Transfert d'un composé organo-chloré depuis une zone source localisée en zone non saturée d'un aquifère poreux vers l'interface sol-air: expérimentations et modélisations associées », p. 318, 2013.
- [142] « SCERES - Institut Terre & Environnement de Strasbourg - ITES - École & observatoire des sciences de la Terre - EOST - Université de Strasbourg ». <https://ites.unistra.fr/services-plateformes/pole-experimental/sceres> (consulté le août 17, 2021).
- [143] L. D. V. Abreu, R. Ettinger, et T. McAlary, « Simulated Soil Vapor Intrusion Attenuation Factors Including Biodegradation for Petroleum Hydrocarbons », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 105-117, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01219.x.
- [144] T. M. O. Diallo, B. Collignan, et F. Allard, « Analytical quantification of airflows from soil through building substructures », *Build. Simul.*, vol. 6, n° 1, p. 81-94, mars 2013, doi: 10.1007/s12273-012-0095-2.
- [145] « TableCurve 2D - Curve Fitting Made Fast and Easy ». <http://www.sigmaplot.co.uk/products/tablecurve2d/tablecurve2d.php> (consulté le août 17, 2021).
- [146] F. Demouge et X. Faure, « Natural ventilation design for low-rise buildings: Comparison between a nodal model and wind tunnel tests », présenté à Proceedings of BS 2013: 13th Conference of the International Building Performance Simulation Association, août 2013.
- [147] F. Demouge et J. Piriou, « From Technical Appraisal of Demand-Controlled Ventilation Systems to Indoor Air Quality Assessment Using the Thermo-Hygro-Aeraulic code MATHIS », p. 5.
- [148] F. Allard et Y. Utsumi, « Airflow through large openings », *Energy and Buildings*, vol. 18, n° 2, p. 133-145, janv. 1992, doi: 10.1016/0378-7788(92)90042-F.

- [149] M. Woloszyn, « Modélisation hygro-thermo-aéraulique des bâtiments multizones », p. 236.
- [150] F. Demouge, « Mathis: guide technique », p. 42.
- [151] « Ventilation of Buildings », *Routledge & CRC Press*. <https://www.routledge.com/Ventilation-of-Buildings/Awbi/p/book/9780415270564> (consulté le juin 11, 2021).
- [152] « NF EN 1991-1-4/NA/A3 - Avril 2019 ». <https://www.boutique.afnor.org/norme/nf-en-1991-1-4-na-a3/eurocode-1-actions-sur-les-structures-parties-1-4-actions-generales-actions-du-vent-annexe-nationale-a-la-nf-en-1991-1-42005-act/article/905554/fa192306> (consulté le mai 20, 2021).
- [153] « Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway », p. 154, 2012.
- [154] Y. Yao, Y. Wang, I. Verginelli, E. Suuberg, et J. Ye, « Comparison between PVI2D and Abreu–Johnson’s Model for Petroleum Vapor Intrusion Assessment », *Vadose Zone Journal*, vol. 15, nov. 2016, doi: 10.2136/vzj2016.07.0063.
- [155] « Evaluation of site-specific lateral inclusion zone for vapor intrusion based on an analytical approach | Request PDF ». https://www.researchgate.net/publication/277896044_Evaluation_of_site-specific_lateral_inclusion_zone_for_vapor_intrusion_based_on_an_analytical_approach (consulté le déc. 21, 2018).
- [156] « Indoor Vapor Intrusion with Oxygen-Limited Biodegradation for a Subsurface Gasoline Source ». <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es060672a> (consulté le déc. 19, 2018).
- [157] L. D. V. Abreu et P. C. Johnson, « Effect of Vapor Source–Building Separation and Building Construction on Soil Vapor Intrusion as Studied with a Three-Dimensional Numerical Model », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, n° 12, p. 4550-4561, juin 2005, doi: 10.1021/es049781k.
- [158] D. Folkes et D. Kurz, « Efficacy of sub-slab depressurization for mitigation of vapor intrusion of chlorinated organic compounds », *Indoor Air*, p. 6, 2002.
- [159] O. US EPA, « Volatile Organic Compounds’ Impact on Indoor Air Quality », *US EPA*, août 18, 2014. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/volatile-organic-compounds-impact-indoor-air-quality> (consulté le févr. 26, 2019).
- [160] O. of R. & Development, « UNCERTAINTY FROM SYNERGISTIC EFFECTS OF MULTIPLE PARAMETERS IN THE JOHNSON AND ETTINGER (1991) VAPOR INTRUSION MODEL ». https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=155563&Lab=NERL (consulté le févr. 25, 2019).
- [161] N. E. Klepeis *et al.*, « The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants », *J Expo Anal Environ Epidemiol*, vol. 11, n° 3, p. 231-252, juin 2001, doi: 10.1038/sj.jea.7500165.
- [162] K. G. Pennell, O. Bozkurt, et E. M. Suuberg, « Development and Application of a Three-Dimensional Finite Element Vapor Intrusion Model », *J Air Waste Manag Assoc*, vol. 59, n° 4, p. 447-460, avr. 2009.
- [163] « Effect of various factors on the rate of radon entry into two different types of houses | Request PDF », *ResearchGate*. https://www.researchgate.net/publication/222250058_Effect_of_various_factors_on_the_rate_of_radon_entry_into_two_different_types_of_houses (consulté le févr. 08, 2019).
- [164] O. Bozkurt, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « Simulation of the Vapor Intrusion Process for Nonhomogeneous Soils Using a Three-Dimensional Numerical Model », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 29, n° 1, p. 92-104, 2009, doi: 10.1111/j.1745-6592.2008.01218.x.
- [165] R. Perez-Padilla, A. Schilman, et H. Riojas-Rodriguez, « Respiratory health effects of indoor air pollution », *Int. J. Tuberc. Lung Dis.*, vol. 14, n° 9, p. 1079-1086, sept. 2010.
- [166] M.-C. Rousseau, K. Straif, et J. Siemiatycki, « IARC Carcinogen Update », *Environ Health Perspect*, vol. 113, n° 9, p. A580-A581, sept. 2005.
- [167] T. Ahmed, M. Usman, et M. Scholz, « Biodeterioration of buildings and public health implications caused by indoor air pollution », *Indoor and Built Environment*, vol. 27, n° 6, p. 752-765, juill. 2018, doi: 10.1177/1420326X17690912.
- [168] T. Ahmed, M. Usman, et M. Scholz, « Biodeterioration of buildings and public health implications caused by indoor air pollution », *Indoor and Built Environment*, vol. 27, n° 6, p. 752-765, juill. 2018, doi: 10.1177/1420326X17690912.
- [169] « Effect of various factors on the rate of radon entry into two different types of houses | Request PDF », *ResearchGate*.

- https://www.researchgate.net/publication/222250058_Effect_of_various_factors_on_the_rate_of_radon_entry_into_two_different_types_of_houses (consulté le janv. 30, 2019).
- [170] B. Collignan, « La gestion du radon dans les bâtiments », p. 44, 2011.
 - [171] B. Collignan, E. Powaga, et T. Diallo, « CSTB - Gestion de la qualité sanitaire des espaces clos: amélioration des outils de gestion de l'impact des polluants gazeux des sols en relation avec la qualité de l'air intérieur des bâtiments », p. 38.
 - [172] B. Collignan, « Applied research on building characterization and protection », p. 58.
 - [173] O. Holmgren et H. Arvela, « ASSESSMENT OF CURRENT TECHNIQUES USED FOR REDUCTION OF INDOOR RADON CONCENTRATION IN EXISTING AND NEW HOUSES », p. 94.
 - [174] M. Jiranek, « Diffusive and convective transport of radon through cracks in the building understructure », Consulté le: janv. 30, 2019. [En ligne]. Disponible sur: http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:32002571
 - [175] « Background Indoor Air Concentrations of Volatile Organic Compounds in North American Residences (1990-2005) », p. 67, 2011.
 - [176] « Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway », p. 154, 2012.
 - [177] « Engineering Issue: Indoor Air Vapor Intrusion Mitigation Approaches », p. 49.

ANNEXES

A. APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE - DALLE PORTÉE ET DALLAGE INDÉPENDANT

La méthodologie proposée précédemment est maintenant appliquée aux typologies dalle portée et le dallage indépendant.

TYPLOGIE DALLE PORTÉE

Contrairement à la typologie sol nu, les MSE-SC pour la dalle portée correspondent à une plage unique de perméabilité à l'air du sol ($10^{-14} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-09} \text{ m}^2$). La méthodologie de développement proposée est appliquée comme précédemment.

À partir des MSE-SC (§2.1.1) et des résultats numériques (§2.1.2), la corrélation empirique (G) (§2.1.3) est exprimée en fonction de la séparation latérale (L') (§2.1.4) pour différentes valeurs de la profondeur de la source (H') (Figure A.1).

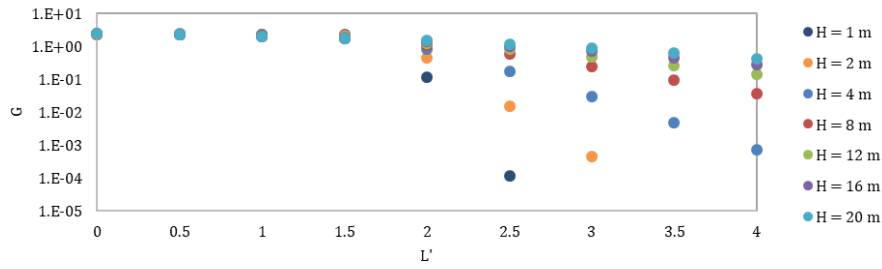


Figure A.1. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur dalle portée ($k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$).

À partir du comportement des courbes, la forme générale de la concentration adimensionnelle en fonction de L' est proposée (§2.1.5). Pour $H' = 1$ et $k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$, la forme générale de la corrélation prend la forme (Équation (A.1)) :

$$G = f(L') = \frac{1,67}{1 + \exp\left(-\frac{L' - 1,85}{(-0,50)}\right)} \quad (\text{A.1})$$

Cependant, pour chaque valeur de la profondeur de la source, les coefficients a , b et c de l'Équation (2.9) prennent une valeur différente. En effet, cette expression ne tient compte que de la variation de la séparation latérale entre la source et le bâtiment ; la profondeur et les caractéristiques physiques du sol restant fixes. Dans le but d'introduire l'influence de variation de la profondeur de la source dans la même expression, les coefficients a , b et c , sont exprimés en fonction de H' pour un Pe donné (Équation (A.2) – Équation (A.4)) et sont introduits dans l'expression générale (Équation (2.9)).

$$a(H') = a_1 \quad (\text{A.2})$$

$$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5} \quad (\text{A.3})$$

$$c(H') = \frac{1}{c_1 + c_2/H'} \quad (\text{A.4})$$

Ces expressions font apparaître des nouveaux coefficients : $a_1 = 1,67$; $b_1 = 1,82$; $b_2 = 1,12 \times 10^{-01}$; $c_1 = -3,34 \times 10^{-01}$; $c_2 = -1,77$.

Finalement, les coefficient supplémentaires a_1 , b_1 et c_1 , constants pour une valeur de Pe donné, vont varier en fonction de la perméabilité à l'air du sol (Figure A.2).

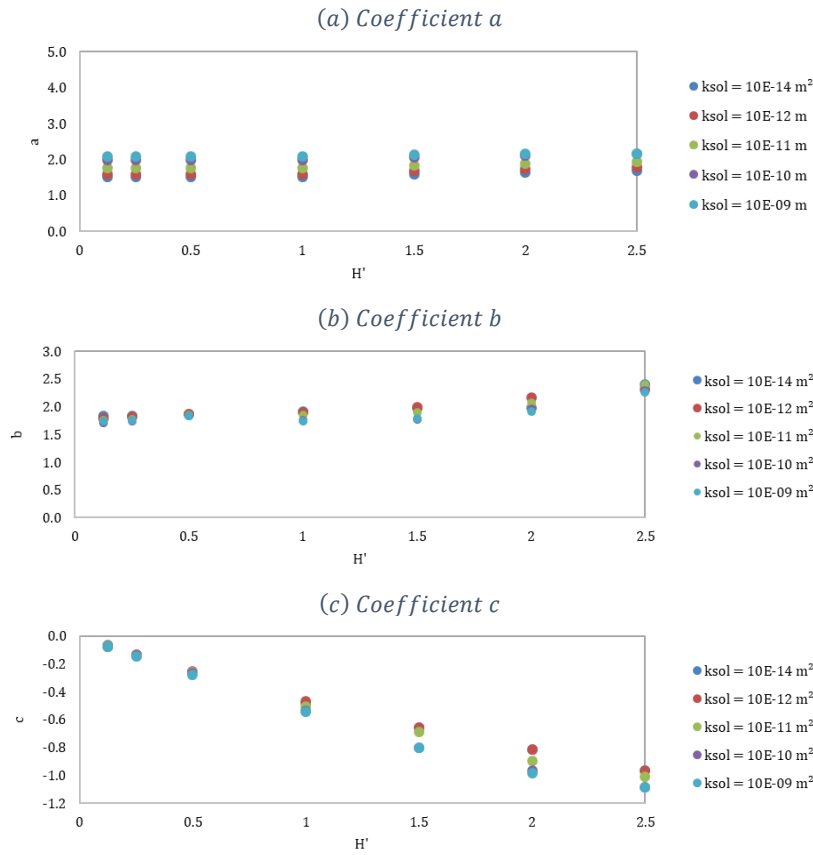


Figure A.2. Évolution des coefficients **a**, **b** et **c** pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol.

Ainsi, pour tenir compte de la variation des caractéristiques physiques du sol, ces coefficients sont exprimés en fonction du nombre de Péclet (Équation (A.5) – Équation (A.9)).

$$a_1 = a_{11} Pe^{a_{12}} \quad (\text{A.5})$$

$$b_1 = b_{11} + b_{12} \exp(-Pe/b_{13}) \quad (\text{A.6})$$

$$b_2 = b_{21} / \left(1 + \exp\left(-\frac{Pe - b_{22}}{b_{23}}\right) \right) \quad (\text{A.7})$$

$$c_1 = c_{11} + c_{12} \ln(Pe) \quad (\text{A.8})$$

$$c_2 = c_{21} + c_{22} \ln(Pe) \quad (\text{A.9})$$

Avec $a_{11} = 1,45$; $a_{12} = 2,04 \times 10^{-02}$; $b_{11} = 1,73$; $b_{12} = 9,19 \times 10^{-02}$; $b_{13} = 1,92 \times 10^{01}$; $b_{21} = 1,49 \times 10^{-01}$; $b_{22} = -2,62 \times 10^{01}$; $b_{23} = 2,19 \times 10^{01}$; $c_{11} = -3,30 \times 10^{-01}$; $c_{12} = 1,45 \times 10^{-02}$; $c_{21} = -1,75$; $c_{22} = 1,57 \times 10^{-02}$.

Les expressions retenues se présentent sous une forme simple avec des coefficients empiriques constants (Tableau 2.).

TPOLOGIE DALLAGE INDÉPENDANT

Comme précédemment, les MSE-SC pour la dalle portée correspondent à une plage unique de la perméabilité à l'air du sol ($10^{-14} \text{ m}^2 < k_{sol} < 10^{-09} \text{ m}^2$).

À partir des MSE-SC (§2.1.1) et des résultats numériques (§2.1.2), la corrélation empirique (G) (§2.1.3) est exprimée en fonction de la séparation latérale (L') (§2.1.4) pour différentes valeurs de la profondeur de la source (H') (Figure A.3).

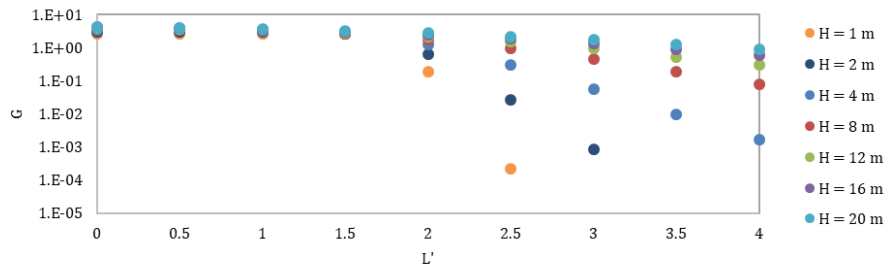


Figure A.3. Évolution de la corrélation empirique en fonction de L' pour un bâtiment sur dallage indépendant ($k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$).

À partir du comportement des courbes, la forme générale de la concentration adimensionnelle en fonction de L' est proposée (§2.1.5). Pour $H' = 1$ et $k_{sol} = 10^{-11} \text{ m}^2$, la forme générale de la corrélation prend la forme (Équation (A.10)) :

$$G = f(L') = \frac{1,40}{1 + \exp\left(-\frac{L' - 1,85}{(-0,50)}\right)} \quad (\text{A.10})$$

Cependant, pour chaque valeur de la profondeur de la source, les coefficients a , b et c de l'Équation (2.9) prennent une valeur différente. En effet, cette expression ne tient compte que de la variation de la séparation latérale entre la source et le bâtiment ; la profondeur et les caractéristiques physiques du sol restant fixes. Dans le but d'introduire l'influence de variation de la profondeur de la source dans la même expression, les coefficients a , b et c , sont exprimés en fonction de H' pour un Pe donné (Équation (A.11) – Équation (A.13)) et sont introduits dans l'expression générale (Équation (2.9)).

$$a(H') = a_1 \quad (\text{A.11})$$

$$b(H') = b_1 + b_2 H'^{1,5} \quad (\text{A.12})$$

$$c(H') = \frac{1}{c_1 + c_2/H'} \quad (\text{A.13})$$

Ces expressions font apparaître des nouveaux coefficients : $a_1 = 1,40$; $b_1 = 1,82$; $b_2 = 1,12 \times 10^{-01}$; $c_1 = -3,34 \times 10^{-01}$; $c_2 = -1,77$.

Finalement, les coefficient supplémentaires a_1 , b_1 et c_1 , constants pour une valeur de Pe donné, vont varier en fonction de la perméabilité à l'air du sol (Figure A.4).

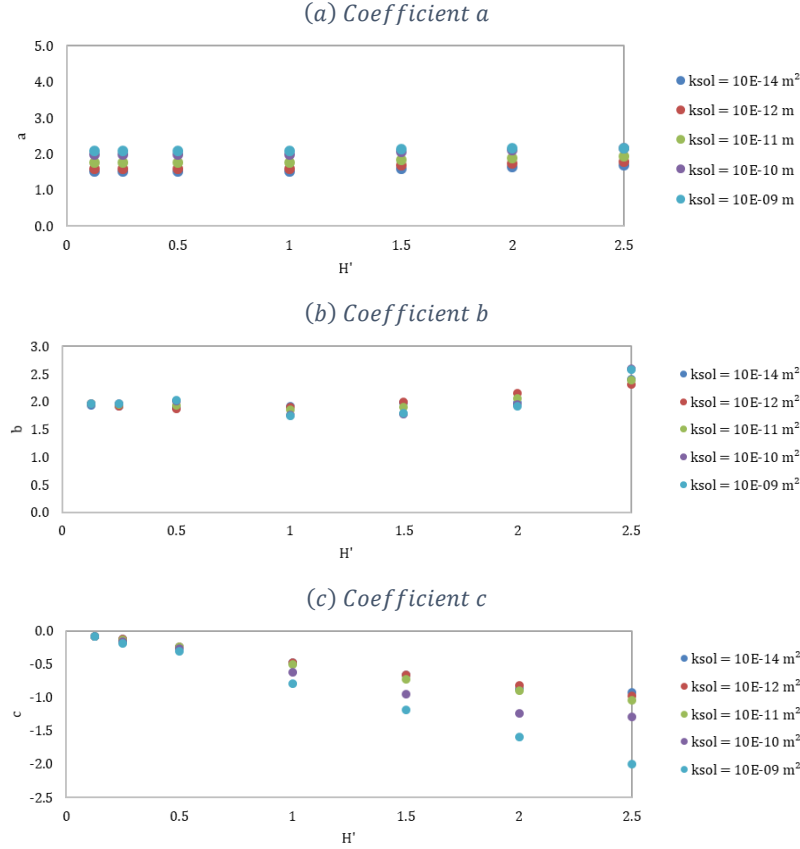


Figure A.4. Évolution des coefficients a , b et c pour différentes valeurs de la perméabilité à l'air du sol.

Ainsi, pour tenir compte de la variation des caractéristiques physiques du sol, ces coefficients sont exprimés en fonction du nombre de Péclet (Équation (A.14) – Équation (A.18)).

$$a_1 = a_{11} Pe^{a_{12}} \quad (\text{A.14})$$

$$b_1 = b_{11} + b_{12} \exp(-Pe/b_{13}) \quad (\text{A.15})$$

$$b_2 = b_{21} / \left(1 + \exp\left(-\frac{Pe - b_{22}}{b_{23}}\right) \right) \quad (\text{A.16})$$

$$c_1 = c_{11} + c_{12} \ln(Pe) \quad (\text{A.17})$$

$$c_2 = c_{21} + c_{22} \ln(Pe) \quad (\text{A.18})$$

Avec $a_{11} = 1,64$; $a_{12} = 2,17 \times 10^{-03}$; $b_{11} = 1,73$; $b_{12} = 9,19 \times 10^{-02}$; $b_{13} = 5,69$; $b_{21} = 1,49 \times 10^{-01}$; $b_{22} = -7,76$; $b_{23} = 6,49$; $c_{11} = -3,22 \times 10^{-01}$; $c_{12} = 1,31 \times 10^{-02}$; $c_{21} = -1,68$; $c_{22} = 5,70 \times 10^{-02}$.

Les expressions retenues se présentent sous une forme simple avec des coefficients empiriques constants (Tableau 2.).