



L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES SITES
CONTAMINÉS FÉDÉRAUX AU CANADA :
Guide supplémentaire sur l'évaluation
de l'intrusion de vapeurs du sol pour
les sites contaminés fédéraux

VERSION 2.0



Santé
Canada

Health
Canada

Canada

Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Also available in English under the title:

Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada: Supplemental Guidance for Soil Vapour Intrusion Assessment At Federal Contaminated Sites, Version 2.0

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada

Indice de l'adresse 0900C2

Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tél. : 613-957-2991

Sans frais : 1-866-225-0709

Télééc. : 613-941-5366

ATS : 1-800-465-7735

Courriel: publications-publications@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, représenté par le ministre de la Santé, 2023

Date de publication : février 2023

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat. : H129-135/2022F-PDF | ISBN : 978-0-660-45527-3 | Pub. : 220429

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	IV
LISTE DES FIGURES	IV
LISTE DES TABLEAUX COMPLÉMENTAIRES	IV
PRÉFACE	V
RÉSUMÉ DES RÉVISIONS.	VI
ACRONYMES ET SIGLES	VII
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 CONTEXTE	1
1.2 APPLICATION ET PORTÉE DU DOCUMENT D'ORIENTATION	1
2.0 APERÇU DU CADRE.	4
3.0 MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE	6
4.0 PROCESSUS DE DÉPISTAGE INITIAL.	9
5.0 ÉVALUATION FONDÉE SUR PLUSIEURS SOURCES DE DONNÉES.	13
5.1 COLLECTE DE DONNÉES SUR LES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT	13
5.2 COLLECTE DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES ET RELATIVES AU BÂTIMENT.	16
5.3 ÉVALUATION DES SOURCES DE DONNÉES	17
6.0 CONSIDÉRATIONS PARTICULIÈRES RELATIVES AUX SITES NORDIQUES	19
7.0 MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR – UTILISATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE DE JOHNSON ET ETTINGER	21
7.1 FACTEURS D'EXCLUSION À L'UTILISATION DE FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE DE JOHNSON ET ETTINGER	22
7.2 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX DONNÉES POUR LA MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR	24
7.2.1 DONNÉES SUR L'EAU SOUTERRAINE	25
7.2.2 DONNÉES SUR LES VAPEURS DU SOL.	25
7.2.3 DONNÉES SUR LE SOL.	27
7.3 PRÉDICTION DES CONCENTRATIONS DANS LES VAPEURS DU SOL.	28
7.3.1 PRÉSENCE DE LPNA.	28
7.3.2 MODÉLISATION EN L'ABSENCE DE LPNA AU NIVEAU OU AU-DESSUS DE LA NAPPE PHRÉATIQUE.	29
7.3.3 MODÉLISATION EN PRÉSENCE DE LPNA AU NIVEAU OU AU-DESSUS DE LA NAPPE PHRÉATIQUE.	29



7.4	CHOIX DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E	32
7.4.1	FA SELON LE TYPE DE SOL ET D'UTILISATION DU TERRAIN	33
7.4.2	NATURE DE LA SOURCE DE CONTAMINATION	34
7.4.3	LES FA ET LA DISTANCE DE SÉPARATION VERTICALE	35
7.5	AJUSTEMENT DU FACTEUR D'ATTÉNUATION FONDÉ SUR LE MODÈLE J&E EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE MÉLANGE DES VAPEURS DANS LE BÂTIMENT	35
7.6	AJUSTEMENT DU FACTEUR D'ATTÉNUATION FONDÉ SUR LE MODÈLE J&E POUR TENIR COMPTE DE LA BIODÉGRADATION	36
7.7	EXIGENCES ET CONSIDÉRATIONS POUR L'UTILISATION DE FACTEURS D'AJUSTEMENTS DE BIOATTÉNUATION	37
7.8	PRÉDICTION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR	41
8.0	DONNÉES SUR LES VAPEURS SOUS LA DALLE	42
9.0	DONNÉES SUR L'AIR INTÉRIEUR	44
10.0	CRITÈRES DE DÉPISTAGE POUR LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS	46
10.1	DÉPISTAGE À L'AIDE DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS ET DES EAUX SOUTERRAINES	46
10.2	DÉPISTAGE À L'AIDE DES RECOMMANDATIONS POUR LES VAPEURS DU SOL	47
10.3	APPLICATION DES CRITÈRES DE DÉPISTAGE POUR L'AIR INTÉRIEUR	47
10.3.1	CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR	47
10.3.2	CALCUL DES CONCENTRATIONS DE DÉPISTAGE DANS L'AIR INTÉRIEUR POUR LA PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE (CDA_{SH})	48
10.4	UTILISATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION EN MILIEU DE TRAVAIL	49
11.0	ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE POUR LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS	50
11.1	EXPOSITION À DES MÉLANGES DE SUBSTANCES CHIMIQUES	50
11.2	EXPOSITIONS DE COURTE DURÉE	51
11.3	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX MASSIQUE	51
12.0	ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE	52
13.0	RÉFÉRENCES	53



ANNEXE A :	CALCUL DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE (ÉRSH)	60
A.1	INTRODUCTION	60
A.2	MODÈLES DE PARTAGE – MÉLANGES DE PLUSIEURS SUBSTANCES	61
A.3	ORIGINE ET APPLICATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E	62
A3.1	CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES	62
A3.2	JUSTIFICATION DES PARAMÈTRES D'ENTRÉE	64
A3.2.1	SUPERFICIE DU BÂTIMENT RÉSIDENTIEL (PAR DÉFAUT 10 M × 10 M)	64
A3.2.2	SUPERFICIE DU BÂTIMENT COMMERCIAL (PAR DÉFAUT 20 M × 15 M)	64
A3.2.3	PROPRIÉTÉS DÉPENDANTES DU SOL	64
A3.2.4	Q_{SOL} POUR UN BÂTIMENT RÉSIDENTIEL (VALEUR PAR DÉFAUT = 10 L/MIN)	64
A3.2.5	Q_{SOL} POUR UN BÂTIMENT COMMERCIAL (VALEUR PAR DÉFAUT = 7 L/MIN)	66
A3.2.6	TAUX DE CHANGEMENT D'AIR D'UN BÂTIMENT RÉSIDENTIEL (VALEUR PAR DÉFAUT = 0,35 H ⁻¹)	66
A3.2.7	TAUX DE CHANGEMENT D'AIR D'UN BÂTIMENT COMMERCIAL (VALEUR PAR DÉFAUT = 0,9 H ⁻¹)	67
A3.2.8	HAUTEUR DE MÉLANGE DANS UN BÂTIMENT RÉSIDENTIEL (VALEUR PAR DÉFAUT = 3,6 M POUR LE SCÉNARIO AVEC SOUS-SOL)	68
A3.2.9	HAUTEUR DE MÉLANGE DANS UN BÂTIMENT COMMERCIAL (VALEUR PAR DÉFAUT = 3 M)	68
A3.2.10	LARGEUR DE LA FISSURE POUR UN BÂTIMENT RÉSIDENTIEL OU COMMERCIAL (VALEUR PAR DÉFAUT = 2 MM)	68
A3.3	TYPE DE FONDATION	69
A3.4	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU CHOIX DU BENZÈNE COMME SUBSTANCE CHIMIQUE DE SUBSTITUTION	69
A3.5	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX MASSIQUE DANS L'EAU SOUTERRAINE	70
A.4	RÉFÉRENCES	73



LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 5.1 : COMPARAISON DE DIFFÉRENTS MILIEUX POUR L'INVESTIGATION DE L'INTRUSION DE VAPEURS	15
TABLEAU 7.1 : FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E POUR TOUS TYPES DE SOLS.	33
TABLEAU 7.2 : FACTEURS INFLUENÇANT LA BIOATTÉNUATION.	39
TABLEAU 7.3 : FACTEURS D'AJUSTEMENT DE BIOATTÉNUATION RECOMMANDÉS.	40
TABLEAU A.1 : VALEURS D'ENTRÉE DU MODÈLE JOHNSON ET ETTINGER (1991) POUR LE CALCUL DES FACTEURS D'ATTÉNUATION.	63
TABLEAU A.2 : TAUX D'ADVECTION DE VAPEURS DU SOL ENTRANT DANS LES BÂTIMENTS MESURÉS DANS DES ÉTUDES DE TRAÇAGE (ADAPTÉ DE SABCS BC, 2005)	65

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.1 : CADRE D'ÉVALUATION DE LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS SUR LES SITES CONTAMINÉS FÉDÉRAUX	5
FIGURE 3.1 : EXEMPLE DE MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE POUR LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS – BÂTIMENT RÉSIDENTIEL	7
FIGURE 7.1 : EXEMPLE DE MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE POUR L'ÉCHANTILLONNAGE DE L'INTRUSION DE VAPEURS	26
FIGURE A.1 : MODÈLE CONCEPTUEL POUR LE CALCUL DU FLUX MASSIQUE DANS L'EAU SOUTERRAINE (TIRÉ DE SABCS BC, 2005)	72

LISTE DES TABLEAUX COMPLÉMENTAIRES

TABLEAU COMPLÉMENTAIRE 1 : ÉQUATIONS DE PARTAGE (ADAPTÉ DE SABCS BC, 2005).	30
TABLEAU COMPLÉMENTAIRE A.1 : APPROCHE POUR L'AJUSTEMENT DE LA CONCENTRATION PRÉDITE DANS L'AIR INTÉRIEUR BASÉ SUR DES CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX MASSIQUE – VOIE DE L'EAU SOUTERRAINE VERS L'AIR INTÉRIEUR (ADAPTÉ DE SABCS BC, 2005)	71



PRÉFACE

Créé en 2005, le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) est un programme s'échelonnant sur 15 ans, financé à hauteur de 4,54 milliards de dollars par le gouvernement du Canada. Le programme a été reconduit pour une période supplémentaire de 15 ans, de 2020 à 2035.

L'objectif du PASCf consiste à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement que présentent les sites contaminés fédéraux connus ainsi que les passifs financiers fédéraux connexes. Pour atteindre cet objectif, le PASCf finance les ministères, les organismes fédéraux et les sociétés d'État consolidées (appelés collectivement « gardiens ») pour évaluer, assainir et gérer les risques des sites contaminés fédéraux dont ils sont responsables. Le PASCf fournit également des conseils, des outils et des ressources aux gardiens, pour s'assurer que les sites contaminés fédéraux sont gérés de manière cohérente et scientifiquement valable à l'échelle nationale. L'*Approche fédérale en matière de lieux contaminés* et le *Cadre décisionnel (CD) du PASCf* fournissent une feuille de route en 10 étapes qui décrit les activités, les exigences et les décisions clés à prendre pour une gestion efficace des sites contaminés fédéraux au Canada. Le CD ainsi que d'autres ressources liées au PASCf se trouvent sur le site Web du PASCf.

Le présent document d'orientation a été élaboré afin de fournir des orientations concises aux ministères gardiens fédéraux sur l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Il vise à promouvoir une application cohérente des données scientifiques lors de l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine associés à l'inhalation de vapeurs dans l'air intérieur provenant d'une contamination des eaux souterraines ou du sol sur ces sites.

Ce guide supplémentaire a été mis à jour pour intégrer les données scientifiques et les pratiques exemplaires les plus récentes afin de permettre l'utilisation d'une approche fondée sur plusieurs sources de données pour évaluer l'intrusion de vapeurs du sol. Des éléments du *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain* du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2014) ont été adoptés, lorsque approprié, pour modéliser les concentrations dans l'air intérieur à partir des eaux souterraines ou des vapeurs du sol.

Les documents d'orientation sur l'évaluation des risques pour la santé humaine (ÉRSH) élaborés par Santé Canada (SC) à l'appui du PASCf peuvent être obtenus en communiquant avec SC à l'adresse courriel cs-sc@hc-sc.gc.ca ou par le biais de notre site Web à l'adresse suivante: www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/lieux-contamines.html.

Comme c'est souvent le cas de toute orientation à l'échelle nationale, ce document ne répondra pas aux exigences de tous les sites contaminés fédéraux, des ministères gardiens ou des évaluateurs de risques. À mesure que la pratique de l'ÉRSH évoluera et que la mise en œuvre du PASCf se poursuivra, des informations nouvelles et actualisées seront publiées sur divers aspects de l'ÉRSH. Par conséquent, il est à prévoir que des révisions au présent document seront nécessaires de temps à autre pour refléter ces nouvelles informations. Veuillez communiquer avec SC à l'adresse courriel indiquée ci-dessus pour confirmer que la version du document en votre possession est la plus récente.

Le *Code canadien du travail* et le *Règlement canadien sur la santé et la sécurité au travail* s'appliquent sur les sites contaminés fédéraux où des personnes sont employées par le gouvernement fédéral ou y travaillent. Ce guide supplémentaire n'est en aucun cas destiné à l'évaluation de l'exposition professionnelle.

SC vous invite à faire parvenir vos questions, commentaires, ajouts ou révisions suggérés à l'adresse courriel cs-sc@hc-sc.gc.ca.



RÉSUMÉ DES RÉVISIONS

Le présent document – *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'intrusion de vapeurs du sol pour les sites contaminés fédéraux, version 2.0* – comprend de nombreuses révisions par rapport à la version 1.0 (SC, 2010a). Voici une liste des principales révisions techniques apportées à ce document :

- Le guide met davantage l'accent sur une approche scientifique souple concernant l'évaluation de la voie de l'intrusion des vapeurs du sol qui s'appuie sur plusieurs sources de données pour mieux étayer les conclusions relatives aux risques potentiels pour la santé humaine et les décisions de gestion.
- Des détails supplémentaires concernant les données environnementales recommandées pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs ont été ajoutés.
- Les distances de dépistage verticale et latérale par défaut (zone d'inclusion pour évaluer l'intrusion de vapeurs) pour les substances chimiques volatiles sujettes à la biodégradation aérobie ont été mises à jour.
- Le guide harmonise désormais, dans la mesure du possible, les valeurs d'entrée génériques par défaut utilisées avec le modèle de Johnson & Ettinger (J&E, 1991) avec celles du protocole du CCME pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs du sol (CCME, 2014).
- Les facteurs d'atténuation (FA) calculés au moyen du modèle J&E sont présentés de manière simplifiée pour faciliter leur utilisation. Le guide fournit désormais des FA des vapeurs du sol vers l'air intérieur et des FA de l'eau souterraine vers l'air intérieur pour un seul type de sol (sable) et pour différentes plages de profondeurs.
- L'approche d'ajustement des FA fondés sur le modèle J&E pour tenir compte de la bioatténuation a été mise à jour.
- Des détails supplémentaires ont été ajoutés pour guider l'utilisation des FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur par défaut tirés du document CCME (2014).
- Le tableau présentant les concentrations cibles dans l'air intérieur et les concentrations maximales prédites pour l'air intérieur (tableau 5.1 dans la version 1.0) a été retiré, car les valeurs toxicologiques de référence sont régulièrement mises à jour, ce qui peut avoir une incidence sur les concentrations dans l'air calculées en fonction des risques. Cependant, le présent document fournit de l'information sur les critères de dépistage pour la voie de l'intrusion de vapeurs, y compris la façon de calculer les concentrations de dépistage dans l'air intérieur pour la protection de la santé humaine (voir la [section 10](#)).
- D'autres renseignements scientifiques ont été mis à jour ou corrigés, le cas échéant.
- Le guide ne fait plus référence aux tableaux de l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et de l'évaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR), car leur utilisation n'est plus recommandée.
- Les références ont été mises à jour au besoin.



ACRONYMES ET SIGLES

BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CAH	Changement d'air à l'heure
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDA_{SH}	Concentration de dépistage dans l'air pour la protection de la santé humaine
COV	Composé organique volatil
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
CVC	Chauffage, ventilation et climatisation
ÉQDR	Évaluation quantitative détaillée des risques
ÉQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
ÉRSH	Évaluation des risques pour la santé humaine
FA	Facteur d'atténuation
FAB	Facteur d'ajustement de bioatténuation
f_{co}	Fraction de carbone organique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HP	Hydrocarbures pétroliers
HPT	Hydrocarbures pétroliers totaux
ITRC	Interstate Technology & Regulatory Council
IV	Intrusion de vapeurs
J&E	Johnson & Ettinger
LDQAIR	Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel
LDPNA	Liquide dense en phase non aqueuse
LIE	Limite inférieure d'explosivité
LLPNA	Liquide léger en phase non aqueuse
LPNA	Liquide en phase non aqueuse
MCS	Modèle conceptuel de site
NRAI	Niveaux de référence dans l'air intérieur
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
Q_{bâtiment}	Débit de ventilation du bâtiment
Q_{sol}	Débit volumétrique de vapeurs du sol entrant dans un bâtiment
QD	Quotient de danger
RAC à vie	Risque additionnel de cancer à vie
SABCS BC	Conseil scientifique sur les sites contaminés de la Colombie-Britannique (de l'anglais : <i>Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia</i>)
SC	Santé Canada
TCE	Trichloréthylène
US EPA	Agence de la protection de l'environnement des États-Unis (de l'anglais : <i>United States Environmental Protection Agency</i>)
VLE	Valeur limite d'exposition
VTR	Valeur toxicologique de référence



1.0 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

L'intrusion de vapeurs du sol désigne la migration de substances chimiques volatiles d'origine souterraine (p. ex., des eaux souterraines ou sols contaminés) vers l'air intérieur des bâtiments. Ce document fournit des orientations propres à l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine associés à l'inhalation de vapeurs de substances chimiques dans l'air intérieur résultant de l'intrusion de vapeurs du sol. Le terme « intrusion de vapeurs » est utilisé dans l'ensemble du document d'orientation pour désigner l'intrusion de vapeurs du sol.

Le présent document complète les orientations de Santé Canada (SC) présentées dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR_{CHIM})* (SC, 2010b) et dans *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 3.0* (SC, 2021a), en fournissant des conseils particuliers pour la voie de l'intrusion de vapeurs.

Les évaluations des risques pour la santé humaine (ÉRS_H) associés aux sites contaminés prennent généralement en compte plusieurs milieux environnementaux et voies d'exposition. Ce document d'orientation porte uniquement sur l'évaluation de l'inhalation de vapeurs chimiques dans l'air intérieur provenant d'une contamination souterraine. Il est probable que les résultats d'une évaluation de l'intrusion de vapeurs soient intégrés dans une ÉRS_H plus vaste évaluant les risques potentiels pour la santé humaine liés à de multiples voies d'exposition.

Le présent document d'orientation s'adresse avant tout aux praticiens familiers avec l'évaluation des risques liés à la voie de l'intrusion de vapeurs. Il vise à promouvoir une évaluation cohérente de cette voie d'exposition pour les sites contaminés fédéraux.

Les orientations y sont présentées sous la forme d'un processus d'évaluation en deux étapes :

- 1) Une **étape initiale de dépistage** pour déterminer si la voie de l'intrusion de vapeurs est complète (opérante) et si une action immédiate est requise (voir la [section 4](#)). Si la voie de l'intrusion de vapeurs s'avère complète, l'évaluation devrait passer à la deuxième étape ci-dessous;
- 2) Une évaluation de la voie de l'intrusion de vapeurs **fondée sur plusieurs sources de données**. Cela consiste à collecter et à évaluer de multiples sources de données et d'information (p. ex., des données d'échantillonnage pour divers milieux environnementaux [p. ex., eaux souterraines, vapeurs du sol, vapeurs sous la dalle, air intérieur], ainsi que les conditions du milieu souterrain et du bâtiment) afin de mieux soutenir les conclusions de l'ÉRS_H et les décisions de gestion.

1.2 APPLICATION ET PORTÉE DU DOCUMENT D'ORIENTATION

Le document fournit une approche visant à déterminer si la voie de l'intrusion de vapeurs sur un site est complète et de quelle manière cette voie peut être étudiée en utilisant plusieurs sources de données. Il peut être utilisé conjointement avec le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain* (CCME, 2014). Le document du CCME (2014) est utile pour élaborer des recommandations pour les vapeurs du sol qui peuvent être appliquées pour analyser les données relatives aux vapeurs du sol recueillies ou modélisées provenant d'un site contaminé donné (voir la [section 10.2](#)).



La plupart des recherches qui ont servi à l'élaboration du présent document portaient sur deux grandes classes de composés organiques volatils (COV) :

- 1) Les substances chimiques qui se biodégradent facilement (p. ex., les hydrocarbures pétroliers [HP] comme les composés BTEX [benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes] et la fraction F1 des HP).
- 2) Les substances chimiques persistantes, c'est-à-dire celles qui ne se biodégradent pas facilement ou qui ne sont pas biodégradables (p. ex., les solvants halogénés comme le trichloroéthylène [TCE], le tétrachloroéthylène [PCE]).

Même si les facteurs d'atténuation (FA) et les modèles présentés dans ce document peuvent ne pas être applicables à d'autres classes de composés, certains principes généraux élaborés ici pourraient s'appliquer à tous les COV ainsi qu'aux composés semi-volatils (p. ex., certains biphényles polychlorés (BPC) congénères, le mercure élémentaire, etc.). Dans tous les cas, une solide justification est requise pour exclure toute substance chimique susceptible de se volatiliser et de migrer du milieu souterrain vers des bâtiments.

Ce document s'applique aux sites contaminés où des bâtiments sus-jacents ou proches sont occupés, ou pourraient l'être dans un futur scénario d'utilisation du terrain. Bien que de nombreux éléments de ce document puissent être appliqués aux bâtiments industriels, il est important de noter que les FA utilisés dans ce document (voir la [section 7](#)) sont basés sur certaines hypothèses propres aux bâtiments résidentiels et commerciaux. Plus les caractéristiques d'un bâtiment s'écartent des hypothèses qui ont été étudiées et modélisées (p. ex., la taille du bâtiment et le type/le fonctionnement du système de ventilation), moins les FA fondés sur le modèle de Johnson et Ettinger (1991) (FA fondés sur le modèle J&E) seront fiables pour estimer les concentrations dans l'air intérieur. Dans ces cas, l'évaluateur des risques devrait moins s'appuyer sur la modélisation et davantage sur l'échantillonnage de l'air intérieur. Reportez-vous à [l'annexe A, section A.3](#) concernant les données d'entrée pour les bâtiments.

En ce qui a trait au développement ou à l'utilisation à venir du terrain, ce document peut être utile pour prédire les concentrations potentielles dans l'air intérieur et les risques associés pour la santé humaine, mais seulement si les hypothèses utilisées dans l'évaluation des risques reflètent les développements réels qui se produisent. Si les conditions futures du site diffèrent de celles présumées dans l'ÉRSR, il peut devenir nécessaire de réévaluer les risques potentiels. L'évaluation de la voie de l'intrusion de vapeurs pour les bâtiments futurs peut permettre une planification proactive pour faire face aux risques potentiels pour la santé humaine (p. ex., l'assainissement de la source de contamination souterraine avant la construction du bâtiment ou la conception des bâtiments de manière à gérer l'intrusion potentielle de vapeurs).

Au niveau des sites contaminés, l'intrusion de vapeurs n'est pas uniquement associée à des effets nocifs potentiels pour la santé liés à l'inhalation de substances chimiques volatiles migrant de sources de contamination souterraine vers l'air intérieur – l'intrusion de vapeurs peut aussi générer d'autres conditions constituant un danger pour la sécurité humaine. Cela comprend notamment des concentrations explosives de gaz, des risques d'incendie ou des environnements pauvres en oxygène pouvant résulter de conditions méthanogènes (génératrices de méthane) ou de déplacement d'air (c'est-à-dire lorsque la migration de substances chimiques altère les conditions normales de l'air intérieur). Ces situations ne sont pas traitées dans le présent document d'orientation; cependant, le cas échéant, des mesures immédiates ou d'autres mesures appropriées doivent être prises pour protéger la santé et la sécurité humaines. Les mesures particulières et les évaluations supplémentaires éventuellement requises dans de tels cas sortent du cadre du présent document d'orientation – nous vous invitons à consulter dans ces cas les autorités sanitaires pertinentes pour obtenir les conseils appropriés et connaître la réglementation applicable.



Ce guide porte uniquement sur l'évaluation des risques pour la santé humaine attribuables à l'intrusion de vapeurs d'origine souterraine dans l'air intérieur. Il ne s'applique pas à l'évaluation de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques découlant de pratiques et d'utilisations à l'intérieur de bâtiments, comme dans les processus industriels. Si des substances chimiques d'origine souterraine contribuent à l'exposition des travailleurs, une ÉRSR peut être utilisée pour estimer l'incidence de cette composante de contamination souterraine sur la qualité de l'air intérieur. L'exposition totale (c.-à-d., l'exposition à des substances chimiques dans l'air intérieur résultant à la fois de l'intrusion de vapeurs et de sources intérieures) peut devoir être prise en compte pour protéger la santé des travailleurs, toutefois, une telle évaluation combinée demeure en dehors du champ d'application du présent document. Veuillez consulter les professionnels de la santé et de la sécurité au travail au besoin.

De plus, le présent guide ne décrit pas ou ne prescrit pas de possibles mesures d'assainissement ou d'atténuation afin d'empêcher ou de réduire l'intrusion de vapeurs dans des bâtiments existants ou nouveaux. De l'information à cet égard est fournie dans US EPA (2008), US EPA (2015c), NJDEP (2018) et par l'*Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC).

SC reconnaît que d'autres juridictions (y compris les gouvernements provinciaux/territoriaux et internationaux) peuvent avoir des approches différentes pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs. Par conséquent, des documents d'orientation d'autres organismes de réglementation peuvent être utilisés, ainsi que des publications scientifiques examinées par des pairs, pour étayer d'autres approches ou hypothèses lorsque de nouvelles données scientifiques sont disponibles. Les évaluations de l'intrusion de vapeurs ne doivent être effectuées que par ou avec le soutien d'un évaluateur de risques expérimenté connaissant bien le processus et la complexité de l'intrusion de vapeurs, et elles doivent être appuyées par une justification scientifique appropriée. Si des approches différentes ou uniques sont jugées appropriées, elles doivent être suffisamment documentées et décrites pour permettre un examen technique, et doivent être évaluées par rapport à l'application des méthodes normalisées prescrites.

SC a élaboré ce document d'orientation sur l'évaluation de la voie de l'intrusion de vapeurs pour les sites contaminés fédéraux canadiens en se fondant sur les données scientifiques pertinentes publiées. Les fondements scientifiques de l'approche et de l'analyse contenues dans ce guide continueront d'être évalués par rapport à l'évolution de la science, et le guide sera affiné et mis à jour au besoin. Les utilisateurs de ce guide doivent veiller à ce que tous les aspects de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs (p. ex., l'approche, les hypothèses, les modèles et critères de dépistage) soient à jour par rapport à la documentation scientifique et qu'ils conviennent au site faisant l'objet de l'évaluation. Des ressources supplémentaires (dont plusieurs sont citées dans le présent document) peuvent être nécessaires pour soutenir une évaluation de l'intrusion de vapeurs, car ce document n'est pas destiné à servir de référence autonome sur le sujet.

Bien que cela dépasse le cadre du présent document d'orientation, des mesures de sécurité appropriées devraient être élaborées et mises en œuvre à l'appui des évaluations de l'intrusion de vapeurs, comme pour toute évaluation de site contaminé.



2.0 APERÇU DU CADRE

Le cadre d'orientation, présenté sous forme d'organigramme à la [figure 2.1](#), décrit un processus par étapes pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs qui repose sur la collecte et l'évaluation de plusieurs sources de données.

En règle générale, un modèle conceptuel de site (MCS) initial est élaboré au stade de l'énoncé du problème de l'ÉRSH. Le MCS et les informations qui le soutiennent sont ensuite mis à jour et affinés au fur et à mesure de la progression de l'investigation du site ou de l'évaluation des risques et que des données supplémentaires sont compilées. La [section 3](#) de ce guide identifie des informations utiles pour l'élaboration d'un MCS pour la voie de l'intrusion de vapeurs.

Lors du dépistage initial des sites contaminés pour la voie de l'intrusion de vapeurs (voir la [section 4](#)), les informations disponibles du MCS initial sont utilisées pour évaluer si la voie de l'intrusion de vapeurs est complète et si des mesures immédiates sont requises pour protéger la santé et la sécurité humaines. Le résultat de ce dépistage initial peut mener à l'une des décisions suivantes :

- 1) Prendre des mesures immédiates;
- 2) Ne prendre aucune autre mesure si la voie de l'intrusion de vapeurs est incomplète; ou
- 3) Poursuivre l'évaluation en s'appuyant sur plusieurs sources de données.

L'approche de l'évaluation fondée sur plusieurs sources de données est décrite à la [section 5](#). Cette approche implique la collecte et l'évaluation d'informations et de données pour soutenir l'affinement du MCS et l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine posés par la voie de l'intrusion de vapeurs. L'évaluation est souvent itérative, nécessitant la collecte et l'analyse de données et d'informations supplémentaires afin de mieux étayer les conclusions et la prise de décisions. Il n'est pas nécessaire (ou faisable) d'évaluer sur chaque site toutes les sources de données présentées dans la [figure 2.1](#). Le choix des éléments à inclure et le niveau de détail requis seront propres à chaque site.

Les sections suivantes du guide fournissent de l'information technique pour soutenir les évaluations fondées sur plusieurs sources de données. La [section 6](#) (non indiquée dans la [figure 2.1](#)) présente des éléments propres aux sites nordiques. De l'information technique sur la modélisation des concentrations dans l'air intérieur à partir de données sur les vapeurs du sol ou les eaux souterraines et de données sur les vapeurs sous la dalle est présentée respectivement aux [sections 7](#) et [8](#), tandis que l'échantillonnage de l'air intérieur est abordé à la [section 9](#).

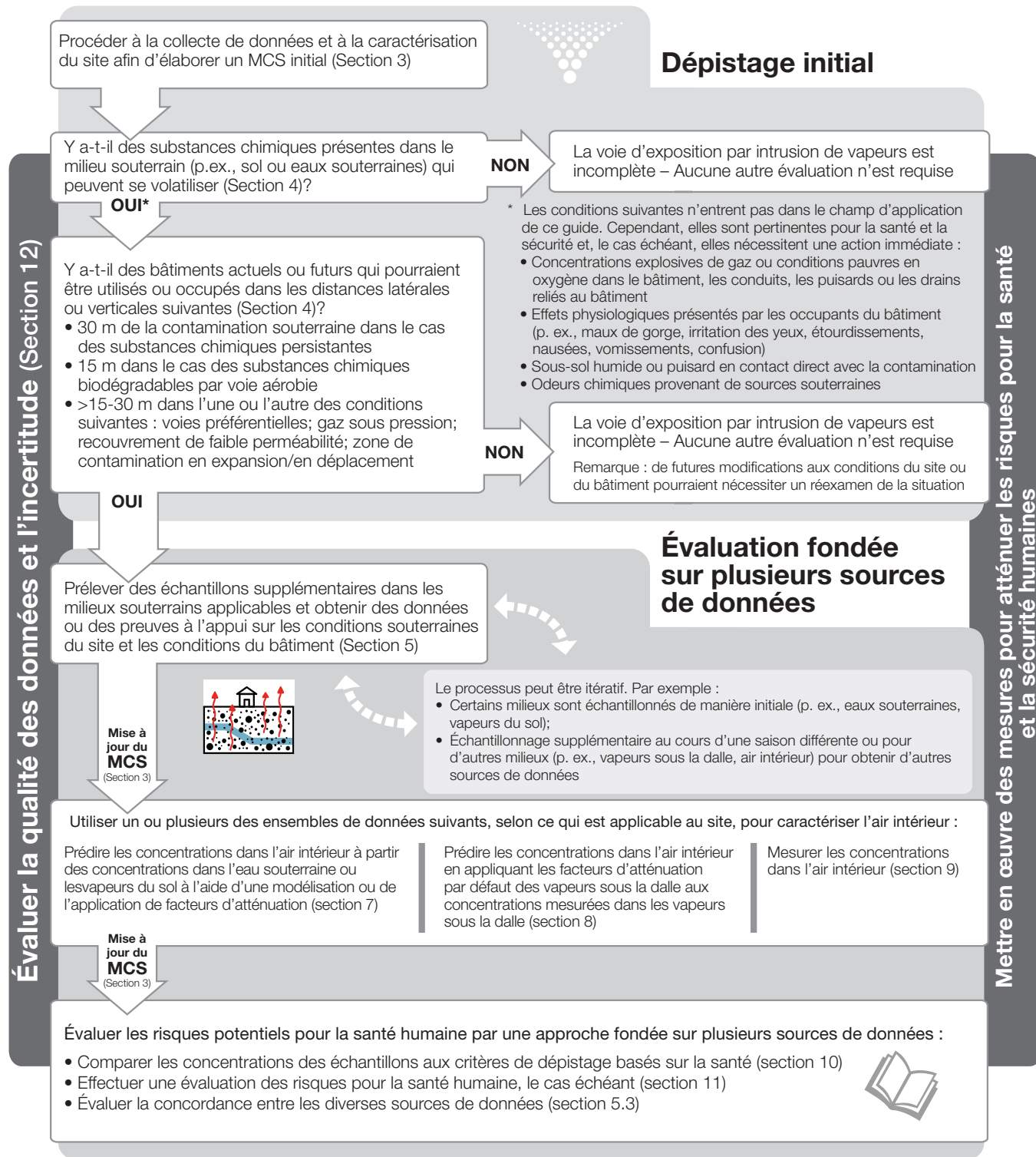
L'évaluateur peut ensuite compléter l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine en appliquant une approche de dépistage fondée sur les risques, qui consiste à comparer les concentrations mesurées ou prédites dans l'air intérieur (ou les concentrations dans d'autres milieux, comme les vapeurs du sol, les eaux souterraines) aux niveaux de dépistage fondés sur la santé (voir la [section 10](#)) et, le cas échéant, en procédant à une ÉRSH quantitative (voir la [section 11](#)). Il est également important d'évaluer la concordance entre les sources de données pour appuyer la prise de décisions avec plus de confiance. Dans certains cas, lorsque les sources de données ne sont pas concordantes, les évaluateurs peuvent devoir réviser le MCS, identifier les lacunes dans les données et collecter des données supplémentaires (voir la [section 5.3](#)).

L'évaluation des risques devrait également comprendre une évaluation de la qualité des données et de l'incertitude des diverses composantes de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs (voir la [section 12](#)), afin de déterminer si des données et des informations supplémentaires sont requises pour répondre aux besoins de l'évaluation ou réduire l'incertitude. Cette évaluation soutiendra l'interprétation des risques pour la santé humaine et le processus décisionnel en matière de gestion des risques.



Enfin, comme cela est indiqué à droite de l'organigramme, il peut être justifié, à tout moment pendant le processus d'évaluation de l'intrusion de vapeurs, de mettre en œuvre des mesures pour atténuer les risques pour la santé et la sécurité humaines liés à la voie de l'intrusion de vapeurs.

Figure 2.1 : Cadre d'évaluation de la voie de l'intrusion de vapeurs sur les sites contaminés fédéraux



3.0 MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE

Un modèle conceptuel de site (MCS) est une représentation visuelle et une description narrative des sources de contaminants, des récepteurs et de la manière dont les personnes peuvent entrer en contact avec les contaminants. Il est généralement développé au stade de l'énoncé du problème d'une ÉRSR et affiné à mesure que des données supplémentaires sont collectées. Dans le cas des évaluations de l'intrusion de vapeurs, cela commence généralement par la caractérisation de la nature et de l'étendue de la zone touchée en procédant à un échantillonnage du sol ou des eaux souterraines. Suite à cette caractérisation initiale, l'étape suivante consisterait à effectuer un échantillonnage des vapeurs du sol entre la source de contamination et les fondations du bâtiment. Selon les résultats de ces évaluations, l'évaluateur est alors en mesure de caractériser les conditions à l'intérieur, sous le bâtiment (p. ex., air intérieur, vapeurs sous la dalle) ou aux deux endroits. La [figure 3.1](#) présente un exemple de MCS pour un bâtiment résidentiel où la voie de l'intrusion de vapeurs pourrait être complète.

Un MCS pour un site où la voie de l'intrusion de vapeurs peut être complète devrait résumer ce qui suit :

- **Source(s) :**

- › l'historique des opérations/des activités sur le site et dans les environs;
- › les contaminants potentiellement préoccupants (CPP) associés à l'historique d'utilisation du site, en particulier les substances chimiques volatiles et semi-volatiles (y compris les produits de dégradation) et leurs propriétés physico-chimiques;
- › les données environnementales, y compris les concentrations, la distribution spatiale et l'étendue de la contamination dans au moins un milieu environnemental (p. ex., le sol, les eaux souterraines, les vapeurs du sol ou l'air intérieur). Remarque : les données provenant d'au moins deux milieux peuvent être nécessaires pour réduire les incertitudes associées à la modélisation;
- › la présence de liquides légers ou denses en phase non aqueuse [LLPNA, LDPNA] et, le cas échéant, leur composition, leur épaisseur et leur distribution;
- › la distance entre la source de vapeurs et les fondations du bâtiment (distances verticales et latérales);
- › les sources de fond des substances chimiques volatiles (p. ex., substances chimiques stockées, matériaux de construction) qui peuvent être utiles pour l'interprétation des données sur l'air intérieur.

- **Devenir et transport :**

- › l'information géologique (y compris la matrice du sol ou rocheuse) et la classification du type ou de la texture des matrices souterraines (p. ex., matrices poreuses ou fracturées; matrices à perméabilité élevée, comme le karst ou les galets);
- › les propriétés du sol dans la zone vadose, notamment la teneur en eau, la porosité, la fraction de carbone organique, la densité apparente et la perméabilité du sol à l'air;
- › l'information hydrogéologique, y compris la profondeur des eaux souterraines, la direction de l'écoulement des eaux souterraines, la conductivité hydraulique, les fluctuations de la nappe phréatique et les gradients hydrauliques latéraux et verticaux;
- › l'emplacement et les caractéristiques des services publics souterrains ou autres conduits qui peuvent constituer des voies préférentielles de migration des vapeurs;
- › les conditions de surface (p. ex., béton scellé, bitume, surfaces végétalisées, gravier) entre le bâtiment et les sources de contamination lorsque la contamination ne se trouve pas sous le bâtiment;

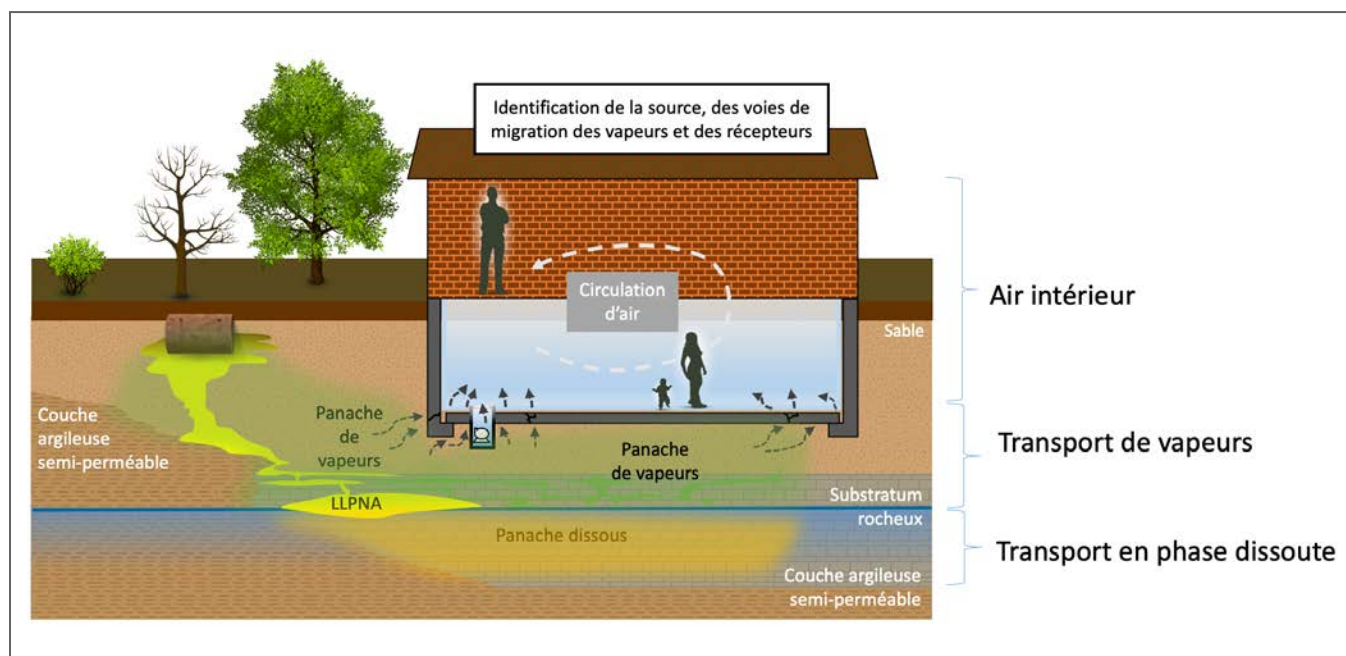


- › l'information au sujet des bâtiments, y compris l'emplacement, la taille, la hauteur, la présence de garages attenants, les détails du système de chauffage, ventilation et climatisation (CVC), les types de fondations (p. ex., vide sanitaire, sous-sol) et les caractéristiques des fondations (p. ex., les matériaux de construction, la profondeur sous le niveau du sol, les points d'entrée des services publics, les puits, les sous-sols dont les planchers ou les fondations sont en terre ou en bois, la présence de pare-vapeur, l'état des planchers ou des murs du sous-sol);
- › les propriétés physico-chimiques et biogéochimiques permettant de caractériser la mobilité et la persistance des vapeurs souterraines;
- › les transformations biologiques et abiotiques potentielles susceptibles de se produire dans le milieu souterrain (p.ex., les produits de dégradation).

• Récepteur(s) :

- › l'information sur les types de personnes (c.-à-d., groupes d'âge, populations vulnérables) susceptibles d'être exposées à la contamination dans les scénarios actuels et futurs d'utilisation du terrain (y compris les résidents, les travailleurs, les visiteurs, etc.);
- › la durée et la fréquence de l'utilisation du bâtiment, de même que les caractéristiques pertinentes des récepteurs (p. ex., le taux d'inhalation). SC (2021a) fournit les caractéristiques des récepteurs recommandées pour l'ÉRSR des sites contaminés fédéraux;
- › l'utilisation actuelle du ou des bâtiments (p. ex., résidentiel ou commercial) ou l'utilisation future prévue.

Figure 3.1 : Exemple de modèle conceptuel de site pour la voie de l'intrusion de vapeurs – Bâtiment résidentiel



LLPNA = Liquide léger en phase non aqueuse



L'élaboration d'un MCS et l'examen de l'adéquation des données sont des éléments essentiels pour déterminer si la voie de l'intrusion de vapeurs peut être complète et présenter des risques potentiels pour la santé humaine. SC recommande d'entreprendre une évaluation complète en utilisant plusieurs sources de données afin d'évaluer les risques pour la santé humaine associés à la voie de l'intrusion de vapeurs.



4.0 PROCESSUS DE DÉPISTAGE INITIAL

Le dépistage initial d'un site contaminé pour la voie de l'intrusion de vapeurs nécessite de l'information suffisante pour déterminer les CPP présents en fonction des activités historiques, l'emplacement des CPP par rapport aux bâtiments occupés actuels ou futurs, l'étendue verticale et latérale de la contamination, et une connaissance de base des conditions à l'intérieur et autour du bâtiment.

Le MCS préliminaire élaboré à partir de ces données peut être utilisé pour déterminer si la voie de l'intrusion de vapeurs est complète. Lorsque la voie est complète, le processus de dépistage initial permet d'évaluer si des mesures immédiates peuvent être requises pour protéger la santé et la sécurité humaines ou si l'évaluateur doit procéder conformément aux sections suivantes du présent document d'orientation. Ce processus de dépistage initial répond aux questions suivantes :

1) Des substances chimiques sont-elles présentes dans le milieu souterrain (p. ex., sol ou eaux souterraines) et ont-elles le potentiel de se volatiliser?

Dans une ÉRSR, l'intrusion de vapeurs devrait être évaluée pour les CPP qui sont présents dans le milieu souterrain et qui répondent aux critères suivants :

- une constante de la loi de Henry $> 1 \times 10^{-5}$ atm-m³/mol; ou
- une pression de vapeur $> 0,05$ Torr (6,67 Pa) à température et pression ambiantes normales (Hugdahl, 2009).

L'application des critères ci-dessus aux composés aromatiques permet d'identifier le naphthalène, le 1-méthyl-naphthalène et le 2-méthyl-naphthalène comme substances volatiles. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de poids moléculaire plus élevé qui ne répondent pas aux critères ci-dessus ne sont pas considérés comme des substances volatiles; leur prise en compte n'est pas requise dans une évaluation de l'intrusion de vapeurs. Le tridécane (n-C13) est également identifié comme une substance volatile, contrairement aux composés n-alcanes de poids moléculaire plus élevé.

Les CPP détectés dans les vapeurs du sol, les vapeurs sous la dalle ou les échantillons d'air intérieur doivent être évalués, indépendamment de leur constante de la loi de Henry ou de leur pression de vapeur.

En l'absence de substances volatiles dans le milieu souterrain, la voie de l'intrusion de vapeurs est jugée incomplète (inopérante) et aucune autre évaluation n'est requise pour cette voie. Si des substances volatiles sont présentes, passez à la deuxième étape ci-dessous pour déterminer si une action immédiate est requise.

2) Existe-t-il des conditions qui nécessitent une action immédiate? Les conditions nécessitant une action immédiate peuvent inclure les éléments suivants (mais sans s'y limiter) :

- a. Conditions explosives ou à faible teneur en oxygène dans les bâtiments, ou bien dans les conduits, puisards, drains reliés à un bâtiment – Une « condition explosive ou dangereuse » est généralement définie comme une atmosphère dont la concentration de gaz ou de vapeurs inflammables est égale ou supérieure à 10 % de la limite inférieure d'explosivité (LIE) (Gouvernement de l'Alberta, 2021; OSHA 1994). Selon les propriétés physico-chimiques des substances chimiques, leur présence peut induire un « environnement à faible teneur en oxygène », défini comme une atmosphère ayant une teneur en oxygène $< 19,5$ % en volume (OSHA, 1995). Bien que ces lignes directrices soient tirées de normes de santé et de sécurité au travail, elles peuvent être jugées applicables dans divers scénarios tel qu'indiqué dans ce guide.



- b. Effets physiologiques présentés par les occupants du bâtiment (p. ex., maux de gorge, irritation des yeux, étourdissements, nausées, vomissements, confusion) – Ces effets peuvent indiquer une concentration dans l'air d'une substance chimique pouvant avoir des effets sur la santé.
- c. Contamination en contact direct avec un bâtiment ou un puisard (p. ex., un sous-sol humide où des eaux souterraines contaminées ou des liquides en phase non aqueuse [LPNA] sont en contact avec la fondation) – La présence d'un sous-sol humide ou d'un puisard en contact direct avec la contamination n'indique pas nécessairement des risques immédiats pour la santé ou la sécurité. Cependant, des LPNA en contact direct avec le bâtiment sont plus susceptibles de présenter un risque immédiat pour la santé ou la sécurité humaine. Les stationnements souterrains peuvent constituer une exception à cette condition, car ils sont souvent conçus pour être en contact avec les eaux souterraines, et qu'ils sont construits conformément aux codes du bâtiment applicables (c.-à-d., mesures d'imperméabilisation et débits de ventilation accrus). Veuillez consulter BC MECCS (2017a) pour des conseils concernant ce scénario.
- d. Présence d'odeurs chimiques probablement liées à une contamination souterraine – La présence d'odeurs n'indique pas nécessairement des risques immédiats pour la santé ou la sécurité. Cependant, puisque l'exposition à des odeurs peut perturber les occupants d'un bâtiment, SC recommande que la source des odeurs soit étudiée et que les impacts potentiels sur la santé soient identifiés. De plus, le seuil olfactif de certaines substances chimiques volatiles peut dépasser leur limite inférieure d'explosivité (LIE) respective ou les valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour des expositions de courte durée ou aiguës.

Si l'une de ces conditions est présente, des mesures immédiates peuvent être justifiées. Par exemple, une évacuation peut être nécessaire (et les services d'urgence alertés) si l'accumulation de vapeurs dans un bâtiment est telle que les concentrations approchent des niveaux explosifs, créent un environnement à faible teneur en oxygène ou approchent ou dépassent les niveaux de toxicité aiguë. D'autres mesures immédiates peuvent comprendre l'échantillonnage rapide de l'air intérieur, l'adoption de mesures de contrôle de l'exposition (p. ex., restriction d'accès ou modification du fonctionnement du système CVC) ou le déplacement des occupants du bâtiment. Quel que soit le type de mesure immédiate prise, l'objectif de la mesure doit être d'assurer la santé et la sécurité des occupants du bâtiment. La détermination de l'action appropriée ne fait pas partie du cadre de ce document.

Si aucune de ces conditions n'existe, le dépistage initial de la voie de l'intrusion de vapeurs devrait se poursuivre avec la question ci-dessous.

3) Y a-t-il des bâtiments occupés ou susceptibles de l'être dans le futur situés à moins de 30 m du sol ou des eaux souterraines ayant des niveaux détectables de substances chimiques volatiles persistantes (p. ex., solvants chlorés) ou à moins de 15 m de substances chimiques volatiles sujettes à la biodégradation aérobie (p. ex., BTEX et F1)? [Remarque : les distances de dépistage peuvent être latérales ou verticales.]

Les bâtiments situés directement au-dessus ou à une distance de dépistage appropriée (15 m pour les substances chimiques volatiles sujettes à la biodégradation aérobie ou 30 m pour les substances chimiques volatiles persistantes, verticalement ou latéralement) d'une source de vapeurs souterraines doivent être évalués. Les concentrations dans les vapeurs du sol diminuent généralement avec l'augmentation de la distance latérale ou verticale à une source de vapeurs (eaux souterraines ou sols contaminés) jusqu'à atteindre des niveaux négligeables. La diminution des concentrations dans les vapeurs du sol est fonction de la taille et des caractéristiques géométriques de la source de contamination, des propriétés du sol, de la couverture de surface, des propriétés physico-chimiques, et des transformations biologiques ou chimiques potentielles dans le milieu souterrain.

Les données empiriques et les études de modélisation disponibles suggèrent que, dans la plupart des conditions, les sources de vapeurs souterraines (p. ex., sols ou eaux souterraines contaminés) de substances chimiques persistantes (p. ex., les solvants chlorés) ne sont pas susceptibles d'entraîner des risques potentiels pour la santé des occupants des bâtiments situés à > 30 m latéralement de la limite de la contamination souterraine (Mendoza, 1995; Lowell et Eklund, 2004; Abreu et Johnson, 2005). Il existe peu de données empiriques sur la migration des vapeurs pour les sites comportant une source profonde de vapeurs (plus de 30 m sous la surface du sol). Pour les sources de vapeurs situées en profondeur, il y a généralement atténuation de la concentration dans les vapeurs par diffusion et dispersion. Pour les substances chimiques persistantes, SC suggère que cette distance de dépistage de 30 m soit également appliquée verticalement afin d'identifier les bâtiments qui devraient être pris en compte dans une évaluation de l'intrusion de vapeurs.

Dans le cas des HP biodégradables par voie aérobie, les données empiriques et les études de modélisation disponibles suggèrent que, dans la plupart des conditions, les concentrations de HP dans les vapeurs du sol se dégradent significativement sur de courtes distances (US EPA, 2013a; Abreu et al., 2009; Lahvis et al., 2013). Par conséquent, plusieurs organisations et administrations ont établi des distances de dépistage latérales plus courtes pour les sites affectés par les HP, soit entre 10 m et 15 m de la source de contamination (Ontario MEPNP, 2021; ITRC, 2014; NJDEP, 2018; Michigan DEQ, 2013; MassDEP, 2016; Kansas DHE, 2016; PADEP, 2019).

SC préconise une approche prudente en utilisant une distance de dépistage par défaut de 15 m pour les contaminants qui subissent une biodégradation aérobie (pour toutes les sources de vapeurs, c.-à-d., le sol, les eaux souterraines ou les deux). SC recommande une distance de dépistage par défaut de 30 m pour les substances chimiques persistantes. Cependant, ces distances doivent être prises en compte avec d'autres paramètres propres au site, car une intrusion de vapeurs de CPP peut malgré tout se produire même si la contamination est située au-delà des distances de dépistage par défaut dans les conditions énumérées ci-dessous (SABCS BC, 2005; US EPA, 2015a; ITRC, 2014).

Si les conditions suivantes existent sur un site, les distances de dépistage par défaut ne s'appliquent pas :

- **Présence de voies préférentielles pour la migration de vapeurs dans les bâtiments, notamment :**
 - › Les conduits souterrains de services publics reliant directement la zone contaminée à l'espace d'air clos du bâtiment. La migration de vapeurs peut également se produire dans le matériau de remblayage granulaire des conduits de services publics. Des recherches récentes démontrent l'importance potentielle de la migration de substances chimiques dans la vapeur ou l'eau des égouts et drains (McHugh et al., 2017; McHugh et Beckley, 2018; Reichman et al., 2017); et/ou
 - › Les matrices ayant une perméabilité élevée au gaz (p. ex., substratum rocheux fracturé, karst ou sol avec fissures verticales) entre la source de vapeurs et le bâtiment, ce qui peut permettre une migration de vapeurs accrue.
- **Gaz sous pression :** Cela se produit souvent dans les sites d'enfouissement, où il y a production de méthane et où des traces de COV peuvent se déplacer avec le gaz porteur de méthane. Les actions spécifiques et les évaluations supplémentaires qui peuvent être requises en présence de gaz souterrain sous pression sortent du cadre du présent document d'orientation. Veuillez consulter la réglementation applicable pour orienter la gestion de sites où se trouvent des gaz sous pression.



- **Recouvrement (couverture de surface) de faible perméabilité** : Un recouvrement continu de très faible perméabilité (p. ex., dalle de béton scellée, géomembrane) couvrant la surface du sol entre la contamination et le bâtiment peut empêcher la migration des vapeurs vers l’atmosphère, augmentant ainsi la migration des vapeurs vers le bâtiment. En revanche, les gaz et les vapeurs se diffusent généralement à travers le bitume à des taux importants en raison de sa nature poreuse. Lorsqu’une surface pavée ne couvre qu’une partie du site, les effets résultant sur la migration latérale de vapeurs sont rarement suffisants pour empêcher l’application des facteurs d’atténuation du présent document d’orientation (Hers et al., 2014).
- **Expansion ou déplacement de la zone de contamination** : Cela se produit lorsque le panache de contamination ou la zone source (p. ex., LPNA) prend de l’expansion ou migre vers un bâtiment (ITRC, 2018). Il peut être pertinent d’examiner si un panache se trouvant actuellement à plus de 30 m d’un bâtiment a le potentiel de migrer dans un rayon de 30 m à un moment ultérieur.

La voie d’exposition par intrusion de vapeurs peut être jugée incomplète, sans autre évaluation requise, lorsqu’il n’y a aucun bâtiment existant ou éventuel occupé dans le rayon de dépistage par défaut, et qu’aucune des conditions ci-dessus n’est présente. Malgré tout, des contrôles administratifs devraient être mis en place afin que tout changement futur des conditions du site ou des bâtiments justifie un réexamen de la voie de l’intrusion de vapeurs.

S’il est déterminé que la voie de l’intrusion de vapeurs est complète, il faut alors procéder à l’évaluation de l’intrusion de vapeurs en utilisant plusieurs sources de données comme cela est indiqué dans les sections suivantes.



5.0 ÉVALUATION FONDÉE SUR PLUSIEURS SOURCES DE DONNÉES

Lorsque le dépistage initial indique que la voie de l'intrusion de vapeurs est complète, SC recommande d'appliquer une approche fondée sur « plusieurs sources de données » pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine. Il existe de nombreux facteurs influençant l'intrusion de vapeurs et la qualité de l'air intérieur qui ne seront pas caractérisés au même degré sur chaque site. Comme indiqué précédemment, une prise de décision éclairée s'appuie bien souvent sur des données provenant de plusieurs milieux environnementaux et sur des informations détaillées relatives au site. Cette section présente le processus pour recueillir suffisamment d'information propre au site afin de soutenir l'évaluation de l'intrusion de vapeurs.

Comme cela est illustré à la [figure 2.1](#), sur la base des données et informations propres au site collectées, l'évaluation de l'intrusion de vapeurs doit inclure une ou plusieurs des sources de données suivantes pour caractériser les concentrations de contaminants souterrains dans l'air intérieur :

- Prédire les concentrations dans l'air intérieur à partir des concentrations dans les eaux souterraines et/ou les vapeurs du sol par la modélisation et l'application de FA (voir la [section 7](#));
- Prédire les concentrations dans l'air intérieur en appliquant les FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur par défaut aux concentrations de vapeurs mesurées sous la dalle (voir la [section 8](#));
- Mesurer les concentrations dans l'air intérieur (voir la [section 9](#)).

5.1 COLLECTE DE DONNÉES SUR LES CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

L'évaluateur doit collecter des données suffisantes pour caractériser la variabilité spatiale et temporelle associée aux concentrations de contaminants dans le sol, les eaux souterraines, les vapeurs du sol, les vapeurs sous la dalle et l'air intérieur (mesurées ou modélisées). Cette information est requise dans un MCS propre au site pour décrire la distribution et l'étendue de la contamination (voir la [section 3](#)).

À titre d'exemple, plusieurs sources de données seront particulièrement utiles lorsque :

- 1) Une ou plusieurs conditions du site empêchent l'utilisation du modèle de Johnson & Ettinger et des facteurs d'atténuation qui en découlent (voir la [section 7.1](#)).
- 2) Les concentrations dans l'air intérieur prédites à partir des données sur les eaux souterraines ou les vapeurs du sol suggèrent des risques possibles pour la santé humaine, mais que des informations plus spécifiques au site (p. ex., des données sur les vapeurs sous la dalle, des données sur l'air intérieur, des données de fond) sont justifiées pour soutenir les décisions de gestion des risques ou d'assainissement.
- 3) Des données sur l'air intérieur sont disponibles, mais davantage d'informations sur la contribution possible des vapeurs souterraines sont requises.
- 4) La modélisation à partir de milieux souterrains produit des résultats différents ou contradictoires qui ne peuvent pas être conciliés en une prédiction précise des concentrations dans l'air intérieur dues à l'intrusion de vapeurs.



La caractérisation d'un site dans le cadre d'une évaluation fondée sur plusieurs sources de données s'appuiera sur les sections pertinentes du présent document et sur le document du CCME (2016a), qui fournit des orientations détaillées concernant la planification des programmes d'évaluation de site et la caractérisation des sols, des eaux souterraines, des vapeurs du sol et de l'air intérieur. Des ressources supplémentaires provenant de diverses publications ou d'autres organismes gouvernementaux, comme des études de cas, des modèles d'intrusion de vapeurs et des scénarios hypothétiques de sites peuvent également être utiles, à condition que l'évaluateur des risques soit en mesure de contextualiser les informations provenant de sources publiées par rapport au site visé.

Le **tableau 5.1** ci-dessous présente une comparaison sommaire de l'utilisation de différents milieux pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs. L'utilisation de données provenant de chacun de ces milieux environnementaux présente certains avantages et inconvénients, comme cela est indiqué dans la section « Principales considérations ».

Souvent, le sol, les eaux souterraines ou les vapeurs du sol proches de la source sont d'abord caractérisés. Sur la base de ces données, les concentrations dans l'air intérieur peuvent être prédites (à l'aide de modèles de devenir et de transport ou de FA basés sur des modèles; voir la **section 7**) ou des données supplémentaires (p. ex., sur les vapeurs sous la dalle ou l'air intérieur) peuvent être collectées pour soutenir l'évaluation de l'intrusion de vapeurs (voir les **sections 8** et **9**). Les données provenant de sites surveillés de manière intensive indiquent généralement que la plus grande variabilité temporelle des concentrations de CPP réside dans l'air intérieur, suivi des vapeurs sous la dalle, tandis que la plus faible variabilité a lieu dans les vapeurs du sol près de la source (CCME 2016a).

Si les résultats de la modélisation suggèrent que les concentrations dans l'air intérieur peuvent poser un risque inacceptable pour la santé, testez au moins l'un des éléments suivants : les vapeurs sous la dalle, les vapeurs du sol sous le bâtiment (> 1 m de profondeur), ou l'air intérieur. Lorsqu'une modélisation est utilisée pour prédire les concentrations dans l'air intérieur, la conception de l'évaluation du site doit assurer la collecte d'informations suffisantes pour étayer le modèle choisi, comme cela est indiqué à la **section 7**.

Sur certains sites, l'investigation de l'intrusion de vapeurs commence par la caractérisation de la qualité de l'air intérieur, en tenant dûment compte des voies préférentielles. Le guide du CCME (2016a) indique que les tests de qualité de l'air intérieur peuvent constituer un moyen plus direct et plus efficace d'estimer l'exposition potentielle due à l'intrusion de vapeurs, en particulier dans les conditions suivantes :

- Il est possible que les risques pour la santé soient supérieurs aux niveaux acceptables, comme le prévoient les données sur le sol ou les eaux souterraines;
- La source de contamination est très proche du bâtiment ou en contact avec celui-ci (p.ex., les puisards et les drains); ou
- Il existe des voies préférentielles pour la migration des vapeurs.

Bien que les mesures directes dans l'air intérieur représentent généralement le mieux la qualité de l'air auquel les occupants sont exposés, d'autres apports potentiels de vapeurs provenant de sources intérieures (p. ex., le dégazage de produits de consommation ou le stockage de produits chimiques) ou de sources extérieures (p. ex., les émissions industrielles ou des véhicules) ne peuvent être ignorés. Les mesures dans l'air intérieur à elles seules peuvent ne pas suffire à évaluer la source des vapeurs ou les mécanismes de transport qui régissent la migration de vapeurs dans un bâtiment. Il est donc toujours recommandé de prendre en compte plusieurs sources de données, indépendamment des milieux environnementaux initiaux échantillonnés, afin de réduire l'incertitude. La **section 5.3** de ce guide traite de l'interprétation de plusieurs sources de données pour la prise de décision.



Tableau 5.1 : Comparaison de différents milieux pour l'investigation de l'intrusion de vapeurs

Milieu étudié	Méthode d'évaluation de l'air intérieur	Principales considérations
Sol	Modèle de partage combiné à un modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • Le modèle de partage comporte de nombreuses incertitudes; • L'imprécision du modèle de transport des vapeurs du sol exige des FA prudents; • Variabilité spatiale modérée à élevée, en particulier pour les contaminants dont la densité est supérieure à celle de l'eau (p. ex., les LDPNA); • Possible biais négatif imputable aux pertes en utilisant les méthodes d'échantillonnage standard.
Eau souterraine	Modèle de partage combiné à un modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • Le modèle de partage comporte des incertitudes; • L'imprécision du modèle de transport des vapeurs du sol exige des FA prudents; • Variabilité spatiale modérée; • Variabilité temporelle faible à modérée; • Non représentatif de la contamination en zone vadose.
Vapeurs du sol à côté du bâtiment (externes) ¹	Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • Indication plus directe de l'exposition potentielle par rapport à l'eau souterraine, mais grande variabilité spatiale; • Variabilité temporelle modérée; • Les vapeurs du sol à faible profondeur peuvent ne pas être représentatives de sources plus profondes, et peuvent donner lieu à des prédictions non prudentes des concentrations dans l'air intérieur.
Vapeurs du sol sous le bâtiment (≥ 1 m sous la fondation) ¹	Modèle du devenir et du transport des vapeurs du sol vers l'air intérieur	<ul style="list-style-type: none"> • Indication plus directe de l'exposition potentielle par rapport aux milieux mentionnés ci-dessus; • La coordination et la communication avec les occupants du bâtiment peuvent être requises; • Variabilité spatiale élevée; • Variabilité temporelle modérée.
Vapeurs sous la dalle ^{1,2}	Modèle de transport des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur (principalement par dilution dans l'air intérieur) ou approche basée sur un facteur d'atténuation empirique	<ul style="list-style-type: none"> • Représentation la plus proche de la migration potentielle de vapeurs dans le bâtiment; • La coordination et la communication avec les occupants du bâtiment peuvent être requises; • Variabilité spatiale élevée; • Variabilité temporelle modérée à élevée; • Les infiltrations d'air peuvent fausser les résultats si le bâtiment est sous pression positive.



Milieu étudié	Méthode d'évaluation de l'air intérieur	Principales considérations
Air intérieur	Mesure directe des concentrations dans l'air intérieur	<ul style="list-style-type: none"> Mesure directe, mais des sources de fond peuvent fausser l'interprétation des données; La coordination et la communication avec les occupants du bâtiment peuvent être requises; Possibilité d'une variabilité temporelle élevée. La variabilité spatiale dépend de la configuration du bâtiment.

¹ Définition des emplacements d'échantillonnage des vapeurs du sol : Les vapeurs du sol externes font référence aux échantillons de vapeurs du sol prélevés à côté du bâtiment. Les vapeurs du sol sous la dalle font référence aux échantillons prélevés directement sous la fondation, généralement à quelques centimètres de la fondation, dans le matériau de remblayage de la sous-fondation. Les vapeurs du sol sous le bâtiment font référence à des échantillons plus profonds (≥ 1 m sous la fondation) prélevés au-delà des matériaux de remblayage de la sous-fondation.

² Dans le cas d'un bâtiment possédant un vide sanitaire, il est impossible d'obtenir un échantillon de vapeurs sous la dalle, à moins que le vide sanitaire ait un plancher en béton. Un échantillon provenant du vide sanitaire fermé peut être obtenu, mais selon la ventilation du vide sanitaire et la façon dont il est relié à l'habitation, l'atténuation entre le vide sanitaire et l'habitation peut être difficile à prévoir.

5.2 COLLECTE DE DONNÉES ENVIRONNEMENTALES ET RELATIVES AU BÂTIMENT

L'évaluation fondée sur plusieurs sources de données ne doit pas se limiter à l'interprétation des données de concentrations mesurées ou modélisées dans divers milieux environnementaux. Cela nécessite également l'analyse de l'information et des données pertinentes relatives aux conditions du site susceptibles d'avoir une incidence sur le devenir et le transport des vapeurs du sol, comme cela est indiqué ci-dessous.

Des **conditions géologiques et souterraines** comme les couches d'argile peuvent constituer une barrière à la migration de vapeurs du sol, et de telles situations peuvent justifier l'établissement d'un profil vertical du type de sol, de l'humidité du sol et des concentrations des substances chimiques. Les investigations concernant l'intrusion de vapeurs du sol devraient identifier les conduits des services publics situés entre la source de contamination et le bâtiment. Identifiez les emplacements et l'état des services publics (y compris les tuyaux, les voûtes, les trous d'homme et les puisards), et comparez les radiers des conduites aux élévations de la nappe phréatique. L'évaluation des sources de données peut justifier l'analyse des substances chimiques volatiles dans l'eau et l'air des conduits des services publics, et nécessiter l'utilisation d'autres méthodes d'investigation (p. ex., inspection des services publics à l'aide d'une caméra) pour évaluer de quelle manière les services publics peuvent avoir une incidence sur la migration des vapeurs souterraines vers le ou les bâtiments.

De plus, les **conditions hydrogéologiques et biologiques** peuvent être importantes afin d'appuyer d'autres sources de données, bien qu'elles ne devraient pas être utilisées isolément pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs. Par exemple, le potentiel d'intrusion de vapeurs peut être limité lorsqu'il y a une lentille d'eau au-dessus de la nappe phréatique (dans le cas d'une source dissoute), ou des couches de sol à grain fin avec une forte teneur en humidité dans la zone vadose. La biodégradation aérobie des composés de HP peut entraîner une atténuation des vapeurs (voir la [section 7.7](#)). Certaines nouvelles méthodes d'essai de biologie moléculaire suggèrent, pour les composés plus persistants, l'utilité de vérifier si des microorganismes sont présents en quantité suffisante pour favoriser la biodégradation. La seule présence de ces conditions sur un site n'exclut pas la nécessité de procéder à une évaluation de l'intrusion de vapeurs, mais peut expliquer pourquoi les concentrations prédites (modélisées) sont plus élevées que les concentrations mesurées dans l'air intérieur.



Les **conditions météorologiques** peuvent avoir une incidence sur la migration de vapeurs du sol et peuvent donc être utiles pour interpréter les données sur l'intrusion de vapeurs du sol. Il faut en tenir compte lors de la planification de la collecte d'échantillons et les documenter avant et pendant le processus de collecte. Ces conditions comprennent : les précipitations, la température, les changements de pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent ainsi que la couverture de neige ou de glace. Ces données sont particulièrement utiles pour interpréter la variation temporelle de l'intrusion de vapeurs et pour permettre une extrapolation sur un certain nombre d'années et de saisons. Veuillez consulter le document du CCME (2016a, section 7.9) pour plus de détails sur la collecte de données pour évaluer les possibles influences saisonnières.

L'évaluation devrait également tenir compte des **conditions du bâtiment**, y compris la construction, les matériaux et l'état physique des fondations, les caractéristiques de fonctionnement du système de chauffage, de ventilation et de climatisation (CVC), le taux de changement d'air et la pressurisation du bâtiment (avant et pendant la période de prélèvement des échantillons). L'évaluateur des risques devrait établir la disponibilité des données de conception ou de mesure du système de CVC, y compris les débits d'air d'alimentation et d'évacuation qui permettraient d'évaluer le potentiel de dépressurisation du bâtiment. La mesure des différences de pression entre l'air intérieur du bâtiment et le remblai sous la dalle, et entre l'air intérieur du bâtiment et l'air extérieur, fournit des données utiles pour évaluer la dépressurisation du bâtiment. L'obtention de telles données dans le cadre des évaluations de l'intrusion de vapeurs est de plus en plus courante et recommandée (US EPA, 2015a). Les mesures directes sont préférables, car le système peut ne pas fonctionner selon les spécifications du système. Les bâtiments peuvent fonctionner en mode de débit d'air faible (p. ex., en mode week-end); par conséquent, il est important que l'évaluation tienne compte des conditions dans lesquelles le bâtiment est occupé.

L'utilisation de plusieurs sources de données pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs est souvent un processus itératif. Lorsque l'analyse des concentrations dans l'environnement et des données à l'appui (environnementales et du bâtiment) est terminée, ou si les conditions sont susceptibles de changer dans l'avenir, des évaluations de suivi pourraient être requises pour réduire l'incertitude.

5.3 ÉVALUATION DES SOURCES DE DONNÉES

Lorsque l'évaluateur a recueilli de multiples sources de données, la prochaine étape afin d'identifier les risques potentiels pour la santé humaine et de soutenir la prise de décision consiste à intégrer les données et à évaluer la concordance entre les sources de données. Les **sections 7.2, 8, 9** et le **tableau 5.1** fournissent de l'information concernant les conditions dans lesquelles une source de données peut s'avérer plus appropriée qu'une autre pour évaluer l'intrusion de vapeurs (p. ex., s'il y a présence de LLPNA, de facteurs d'exclusion pour le modèle J&E, de sources de fond qui ne peuvent être retirées).

L'évaluation des sources de données est une activité propre à chaque site qui nécessite les compétences d'un évaluateur ayant une formation et une expérience en matière d'échantillonnage environnemental et de devenir et de transport des substances chimiques. Lors de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs, aucun milieu environnemental, y compris l'air intérieur, est exempt d'inconvénients. Les données les plus fiables proviennent de plans d'échantillonnage qui tiennent compte de la variabilité spatiale et temporelle dans l'environnement. L'interprétation des données du site doit être exhaustive, en tenant compte de la qualité des données utilisées pour prédire ou mesurer les concentrations dans l'air intérieur et de toutes les informations pertinentes complémentaires propres au site. La complexité et le niveau d'effort requis pour cette évaluation varieront d'un site à l'autre selon la complexité et les enjeux associés au site et à l'évaluation de l'intrusion de vapeurs.



La qualité des données et les conditions du site doivent être évaluées lorsque :

- Les concentrations dans l'air prédites à partir de différents milieux présentent un écart d'un facteur supérieur à 10, ou les concentrations prédites et mesurées dans l'air intérieur présentent un écart d'un facteur supérieur à 10; et
- Les données d'au moins un milieu échantillonné indiquent un risque potentiel inacceptable pour la santé humaine.

Par exemple, si les concentrations dans l'air intérieur prédites à partir d'échantillons de vapeurs du sol à proximité de la source sont beaucoup plus élevées (> 10x) que les concentrations dans l'air intérieur prédites à partir des données de vapeur mesurées sous la dalle, il peut être prématuré de rejeter les données de vapeur du sol à proximité de la source uniquement en supposant que les FA fondés sur le modèle J&E sont trop prudents. La situation justifierait une évaluation plus approfondie, notamment :

- Vérifier si les échantillons sous la dalle couvrent bien l'empreinte du bâtiment et s'ils ont été prélevés pendant au moins deux saisons;
- Procéder à une analyse plus approfondie de la géologie du site pour identifier des caractéristiques qui pourraient entraver le transport de vapeurs de la source vers le bâtiment (p. ex., une couche d'argile).

Lorsque les sources de données ne sont pas concordantes ou sont associées à une incertitude élevée, une caractérisation et un échantillonnage supplémentaires du site peuvent être nécessaires pour améliorer la qualité des données et le MCS. Ces efforts ne se limitent pas à la collecte d'échantillons environnementaux (c.-à-d., la mesure des concentrations de CPP dans les milieux environnementaux) - une évaluation plus approfondie des conditions du bâtiment, de la géologie ou de l'hydrogéologie peut également être nécessaire.

Par exemple, si les concentrations de BTEX dans l'eau souterraine d'un site sont supérieures aux recommandations pour la qualité des eaux souterraines pertinentes, l'évaluateur pourrait choisir de prélever des échantillons d'air intérieur pour investiguer l'intrusion de vapeurs de BTEX dans le bâtiment. Cependant, le fait de ne pas procéder à une vérification des sources intérieures de CPP au préalable pourrait se solder par la mesure de concentrations plus élevées que prévu. Dans ce cas, la marche à suivre recommandée serait de retirer toute source intérieure de CPP et de recommencer le test, ou de prélever des échantillons de vapeurs sous la dalle. La collecte de données sur les vapeurs sous la dalle fournirait une autre source de données permettant d'évaluer celles recueillies jusqu'à présent dans cet exemple de scénario, et pourrait aider à concilier des résultats contradictoires dans le cadre de l'évaluation des diverses sources de données. Cette évaluation plus exhaustive augmenterait la certitude de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs et permettrait une gestion du site mieux informée.



6.0 CONSIDÉRATIONS PARTICULIÈRES RELATIVES AUX SITES NORDIQUES

Aux fins du présent document d'orientation, les sites nordiques sont considérés comme ceux situés dans une zone de pergélisol continu ou discontinu.

L'évaluation de l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments pour les sites et conditions nordiques peut s'avérer plus compliquée que pour les sites à des latitudes plus basses, car il existe peu d'études de cas publiées pour les sites nordiques et que les facteurs influençant l'intrusion de vapeurs à des latitudes plus élevées sont moins bien connus. Par exemple, bien que le pergélisol puisse être considéré comme une barrière à la migration des vapeurs, il est possible que même avec des conditions de gel en profondeur à l'extérieur du bâtiment, un bulbe de dégel puisse se produire sous un bâtiment, permettant l'intrusion potentielle de vapeurs provenant d'une contamination souterraine.

De nombreux bâtiments dans le Nord sont construits sur des pieux surélevés, où le vide sanitaire entre le sol et le bâtiment n'est pas clos (p. ex., sans jupe). Dans ce scénario, le potentiel d'intrusion de vapeurs est considéré limité, sauf s'il existe une voie préférentielle entre la contamination souterraine et le bâtiment, comme une conduite d'égout (ce qui serait relativement peu fréquent).

En revanche, les bâtiments sur pieux dont le vide sanitaire est entouré d'une jupe et non ventilé offriraient un plus grand potentiel d'intrusion de vapeurs, en particulier s'il y a une contamination à faible profondeur sous le bâtiment. La jupe de contour pourrait faire en sorte que l'espace d'air sous le bâtiment soit plus chaud que l'air ambiant, créant un plus grand potentiel de dégel des sols peu profonds (bien que cet effet thermique puisse être faible). Le potentiel d'intrusion de vapeurs dépend également des propriétés du plancher du bâtiment, comme les matériaux utilisés, la présence ou l'absence d'isolant, et la présence ou la nature des points d'entrée de services. À ce titre, le présent guide recommande de procéder à l'examen de l'intrusion de vapeurs pour les bâtiments possédant des jupes ou qui sont en contact direct avec le sol, même s'ils se trouvent sur un lit de gravier surélevé ou une plate-forme isolée.

Le type de système de chauffage et son fonctionnement influencent également le potentiel d'intrusion de vapeurs. Les bâtiments mal ventilés avec de faibles taux de changement d'air, ou ceux soumis à une pression d'air négative en raison d'une ventilation uniquement par aspiration sont plus vulnérables à l'intrusion de vapeurs que les bâtiments avec un changement d'air plus important ou à pression d'air positive.

Les conditions propres au site pertinentes pour soutenir l'élaboration du MCS et l'évaluation de la voie de l'intrusion de vapeurs pour les sites nordiques devraient inclure : les caractéristiques des systèmes de chauffage et de ventilation; les types ou les caractéristiques des fondations et des ouvertures possibles; les variations saisonnières concernant les conditions thermiques du sol et les autres conditions du site; et d'autres données appropriées qui influencent l'intrusion de vapeurs (voir la [section 3](#)).

La mesure de la différence de pression d'air entre l'environnement intérieur et l'environnement souterrain est également un élément clé des évaluations de site, quelle que soit la latitude. De plus, l'obtention de données sur la température dans le bâtiment, le vide sanitaire, l'air extérieur et le sol, et autres données météorologiques, est encore plus importante pour soutenir les évaluations de l'intrusion de vapeurs aux sites nordiques qu'aux sites situés dans des régions au climat plus chaud (US EPA, 2015a).



À bien des égards, les évaluations concernant l'intrusion de vapeurs en régions nordiques sont similaires à celles menées dans des climats plus chauds. Cependant, les FA génériques (les FA fondés sur le modèle J&E et les FA par défaut sous la dalle) doivent être appliqués avec prudence sur ces sites. Les évaluateurs doivent généralement effectuer un suivi pour valider les prédictions du modèle. La collecte d'échantillons d'air dans des aires fermées (comme des vides sanitaires entourés d'une jupe entre l'espace de vie principal et le sol) peut fournir des informations utiles concernant le potentiel d'intrusion de vapeurs dans le bâtiment. Étant donné que l'accès et les possibilités d'échantillonnage dans les sites nordiques éloignés peuvent être limités, les efforts d'échantillonnage et de collecte d'informations pour soutenir l'évaluation de l'intrusion de vapeurs devraient être maximisés lors de toute visite du site.



7.0 MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR – UTILISATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE DE JOHNSON ET ETTINGER

Ce guide présente les **facteurs d'atténuation (FA)** qui peuvent être appliqués aux concentrations dans les vapeurs du sol (mesurées directement ou modélisées à partir des eaux souterraines) pour prédire les concentrations dans l'air intérieur. Ces FA – les rapports entre les concentrations dans l'air intérieur et les concentrations souterraines – ont été élaborés au moyen du **modèle de Johnson et Ettinger (J&E)** (1991) et sont appelés ici **facteurs d'atténuation fondés sur le modèle J&E (FA fondés sur le modèle J&E)**. Le modèle J&E est un modèle unidimensionnel de devenir et de transport à l'état d'équilibre permettant d'estimer l'atténuation de la concentration entre une source de vapeurs du sol et un espace intérieur clos. Le modèle suppose une source uniforme, continue et non épuisable. Pour simplifier le processus de modélisation pour les évaluateurs de risques, ce guide fournit des FA fondés sur le modèle J&E élaborés en fonction de l'utilisation du terrain et de la profondeur de la source de vapeurs.

Si les concentrations dans les vapeurs du sol sont disponibles, seule l'application d'un modèle de devenir et de transport (comme le modèle J&E) est requise pour prédire les concentrations dans l'air intérieur. Lorsque les concentrations dans les eaux souterraines ou les concentrations dans le sol (non recommandé) sont utilisées, ou lorsque la présence de LPNA est confirmée ou soupçonnée, des modèles de partage utilisant les propriétés physiques et chimiques du CPP sont également requis pour estimer la concentration dans les vapeurs du sol.

Les données sur le sol et l'eau souterraine sont toutes deux inadéquates pour prédire l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments en présence de LLPNA résiduel ou de LDPNA résiduel dans la zone vadose, ou lorsqu'un panache de LLPNA est présent. L'évaluateur doit d'abord confirmer la présence ou l'absence de LPNA et, le cas échéant, en délimiter la source et la distribution pour comprendre le potentiel d'intrusion de vapeurs dans les bâtiments voisins. L'échantillonnage des vapeurs du sol est la méthode préférée en cas de présence de LPNA sur un site. Cependant, les évaluateurs peuvent également estimer le partage sous forme de vapeur en utilisant la pression de vapeur et la loi des gaz parfaits, comme indiqué à [l'annexe A, section A.2](#).

Le fait de ne pas délimiter la source de LPNA ou de se fier uniquement aux données sur le sol ou les eaux souterraines peut donner lieu à des prédictions qui sous-estiment les concentrations dans les vapeurs et, par conséquent, les risques potentiels pour la santé. Ainsi, SC recommande l'utilisation des concentrations dans les vapeurs du sol (plutôt que les concentrations dans les eaux souterraines ou dans le sol) afin de prédire les concentrations dans l'air intérieur. De plus, pour les sites avec des LPNA, il est recommandé que les vapeurs du sol soient échantillonnées à la fois au-dessus de la source de LPNA et à proximité ou en dessous du bâtiment, afin de réduire l'incertitude associée à la modélisation.

Les sous-sections suivantes présentent les exigences en matière de données et d'autres considérations concernant l'utilisation et l'ajustement des FA fondés sur le modèle J&E pour la prédiction des concentrations dans l'air intérieur.



7.1 FACTEURS D'EXCLUSION À L'UTILISATION DE FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE DE JOHNSON ET ETTINGER

Les FA fondés sur le modèle J&E ne doivent être utilisés que lorsque les conditions du site sont compatibles avec les hypothèses du modèle J&E (1991). Dans certaines conditions (les facteurs d'exclusion), le modèle peut sous-estimer les concentrations dans l'air intérieur, ce qui à son tour sous-estimerait les risques potentiels pour la santé humaine associés à la contamination souterraine. L'une ou l'autre des conditions suivantes peut invalider l'utilisation du modèle J&E et des FA fondés sur le modèle J&E :

- **Contamination à une faible profondeur** – Conformément à SABCS BC (2005), en raison des fluctuations saisonnières du niveau de la nappe phréatique, de l'épaisseur variable de la frange capillaire et de la présence potentielle de puisards dans les sous-sols, les FA fondés sur le modèle J&E ne sont pas applicables si la contamination (définie comme une concentration détectable de CPP) se trouve à moins de 1 m du bâtiment. Dans cette situation, il est recommandé que les concentrations dans l'air intérieur soient mesurées (voir la [section 9](#)) ou prédites à l'aide des données des vapeurs sous la dalle et des FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur par défaut (comme présenté à la [section 8](#)). La pression de vapeur théorique maximale de la substance la plus toxique présente peut être utilisée à des fins de dépistage pour prédire les concentrations dans les vapeurs sous la dalle. Lorsque les eaux souterraines contaminées sont en contact direct avec le bâtiment, SC recommande d'effectuer un échantillonnage de l'air intérieur, car ni les FA fondés sur le modèle J&E ni les FA des vapeurs sous la dalle par défaut ne s'appliquent dans ce cas.
- **Matrices très perméables aux gaz** – Les FA fondés sur le modèle J&E ne sont pas applicables aux sites où des matrices très perméables aux gaz (p. ex., substratum rocheux fracturé, karst, galets) se trouvent sous ou à proximité d'un bâtiment, quelle que soit la profondeur de la contamination. SABCS BC (2005) mentionne : « L'advection des gaz du sol (vapeurs) dans la zone non saturée (soit au-delà de la zone de sol immédiatement autour du bâtiment), causée par le pompage barométrique ou d'autres facteurs environnementaux, peut être considérable dans ces scénarios et elle n'est pas incluse dans le MCS décrit par le modèle J&E. » Lorsque de telles conditions sont présentes, il est recommandé de mesurer les concentrations dans l'air intérieur (voir la [section 9](#)) ou de les prédire à l'aide de données sur les vapeurs sous la dalle et des FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur par défaut (comme présenté à la [section 8](#)).
- **Sous-sols en terre** – Les FA fondés sur le modèle J&E ne s'appliquent pas aux bâtiments dont les sous-sols sont en terre battue ou en bois sans pare-vapeur intact, sauf si la profondeur jusqu'à la source de contamination est > 5 m. La profondeur de 5 m est établie en fonction des processus de transport dans la zone de sol (non associés aux caractéristiques des fondations du bâtiment). Si un bâtiment possède un sous-sol en terre battue et que la profondeur jusqu'à la source de contamination est de < 5 m, SC recommande de procéder à l'échantillonnage de l'air intérieur.



- **Migration de gaz sous pression** – Le méthane peut être produit par des bactéries anaérobies lorsque la teneur en oxygène dans le milieu souterrain est faible et qu'un substrat organique disponible pour être métabolisé (comme des HP ou des déchets de sites d'enfouissement) est présent. Les FA fondés sur le modèle J&E ne doivent pas être utilisés dans les situations où la production de méthane génère une pression qui peut provoquer une advection et entraîner une intrusion accrue de vapeurs. Le cas échéant, SC recommande une caractérisation supplémentaire du site consistant à tester le méthane et à mesurer la pression des gaz du sol (les gaz du sol font référence à l'air des espaces vides entre les particules du sol dans la zone vadose). Cela s'appliquerait dans les sites d'enfouissement ou à proximité de ceux-ci et pour les sites avec d'importants rejets de HP ayant un fort potentiel de génération de méthane (p. ex., déversements de diesel, essence mélangée à de l'éthanol, pétrole brut, rejets de condensats d'exploitations de gaz sulfureux) ou comportant d'autres déchets organiques enfouis (p. ex., déchets agricoles enfouis) (Lundegard et al., 2010; Jones et Agostino, 1998; Hodgson et al., 1992). La norme ASTM (American Society for Testing and Materials) E2993-16 fournit des orientations sur les conditions de site susceptibles de conduire à la production de méthane et à des gradients de pression importants.
- **Conduites souterraines de services publics reliant la source de contamination et le bâtiment (c.-à-d., voie préférentielle)** – SABCS BC (2005) mentionne : « Des éléments anthropiques courants comme les drains de plancher, les égouts et les conduites de services publics sont présents sur la plupart des sites. La présence de ces éléments n'est normalement pas considérée comme un facteur d'exclusion. Cependant, s'il existe des éléments qui relient directement la source de contaminants aux espaces clos du bâtiment, cela devrait être considéré comme un facteur d'exclusion. »

Le modèle J&E ne devrait pas être utilisé lorsqu'une conduite relie la source de contamination et le bâtiment, car les résultats pourraient sous-estimer les concentrations potentielles dans l'air intérieur. Dans un tel cas, SC recommande l'échantillonnage de l'air intérieur pour déterminer les risques potentiels pour la santé humaine associés à la possible migration de vapeurs dans le bâtiment.

Historiquement, les **bâtiments élevés** (> 4 étages) ont été considérés comme un facteur potentiel d'exclusion à l'utilisation du modèle J&E, car ils pourraient être soumis à un effet de cheminée plus important (c.-à-d., montée de l'air dans un bâtiment chauffé qui peut entraîner une dépressurisation plus élevée du bâtiment). Comme les bâtiments élevés sont généralement conçus ou modifiés pour minimiser leur dépressurisation ou leur pressurisation excessive en réduisant les fuites d'air entre les étages, une hauteur élevée n'exclut pas nécessairement l'utilisation des FA fondés sur le modèle J&E, à condition que le bâtiment ne soit pas dépressurisé près de la base (consulter CCME 2016a, section 4.5.5).



7.2 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX DONNÉES POUR LA MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR

L'utilisation de données sur les concentrations dans le sol pour prédire les concentrations dans l'air intérieur est sujette à d'importantes limitations et incertitudes, en particulier pour les sites contaminés par des hydrocarbures chlorés. Bien que les évaluateurs puissent entreprendre des évaluations de l'intrusion de vapeurs en utilisant uniquement des données sur le sol à des fins de dépistage ou d'évaluation initiale, le présent guide recommande la collecte d'informations supplémentaires (notamment des données sur les eaux souterraines, les vapeurs du sol ou l'air intérieur) afin de réduire l'incertitude.

Des paramètres prudents concernant les concentrations de la source, le type de sol et la distance de séparation verticale entre la source de vapeurs et la fondation du bâtiment doivent être utilisés pour prédire les concentrations dans l'air intérieur.

En plus d'un MCS détaillé (voir la [section 3](#)), les exigences minimales suivantes en matière de données doivent être respectées afin de prédire les concentrations dans l'air intérieur :

- 1) Les données mesurées servant de base à l'évaluation de l'intrusion de vapeurs (c.-à-d., les concentrations dans le sol, l'eau souterraine ou les vapeurs du sol), doivent provenir d'au moins deux côtés de chaque bâtiment et à l'intérieur de la distance de décalage appropriée (voir CCME 2016a, section 7.4.3).
- 2) Afin d'évaluer la variabilité temporelle et d'accroître la confiance dans l'évaluation des données, SC recommande un **minimum de deux campagnes d'échantillonnage** pour les vapeurs du sol et l'eau souterraine. Les échantillons doivent généralement être prélevés à trois mois d'intervalle ou plus pour caractériser la variabilité saisonnière, avec un cycle d'échantillonnage réalisé pendant les mois les plus froids de l'année.
- 3) Les zones touchées qui peuvent constituer une source de vapeurs doivent être évaluées afin d'établir les concentrations maximales et de délimiter l'étendue complète de la contamination. La concentration maximale doit être utilisée plutôt qu'une concentration moyenne de plusieurs échantillons. En effet, les données sont généralement en nombre insuffisant pour justifier l'utilisation de statistiques autres que le maximum pour prédire une concentration pertinente dans l'air intérieur.

Comme cela est indiqué à la [section 6](#), des considérations particulières sont justifiées pour les sites nordiques. Les sous-sections qui suivent fournissent des précisions supplémentaires sur les données et les informations requises pour des milieux souterrains spécifiques afin d'évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs. L'estimation des concentrations dans l'air intérieur à partir de l'échantillonnage des vapeurs sous la dalle est abordée à la [section 8](#). Santé Canada recommande de consulter le guide sur la caractérisation environnementale des sites du CCME (2016a).

7.2.1 DONNÉES SUR L'EAU SOUTERRAINE

Les vapeurs du sol peuvent provenir de la volatilisation de substances chimiques dans l'eau souterraine ou dans l'eau interstitielle de la zone de transition capillaire au-dessus de la nappe phréatique. La mobilité des substances chimiques dans l'eau souterraine ou l'eau interstitielle doit être prise en compte, et les implications pour les risques futurs d'intrusion de vapeurs doivent être évaluées lorsque la contamination migre vers un bâtiment.

La conception des puits de surveillance de l'eau souterraine utilisés pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs, incluant la profondeur du puits et la longueur du filtre de puits, devrait être déterminée en fonction des conditions géologiques et hydrogéologiques du site, des objectifs du programme d'échantillonnage de l'eau souterraine et de la présence de LPNA (CCME, 2016b).

Les puits de surveillance de l'eau souterraine utilisés pour mesurer les concentrations de CPP dans l'eau souterraine et évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs devraient avoir des filtres de puits relativement courts chevauchant la surface libre de la nappe phréatique (voir CCME (2016a) pour des orientations à ce sujet). Les filtres de puits plus longs peuvent sous-estimer les concentrations dans la partie supérieure de l'aquifère. Le filtre de puits ne doit pas s'étendre au-delà d'une profondeur d'un mètre en dessous du niveau saisonnier ou du niveau à marée basse de l'aquifère afin de collecter des données représentatives des concentrations dans l'eau souterraine à proximité de la surface de la nappe phréatique (CCME, 2016a). En présence de LPNA dans les puits, des données sur les vapeurs du sol plutôt que les concentrations dans l'eau souterraine devraient être utilisées pour prédire les concentrations dans l'air intérieur.

La qualité de l'eau souterraine peu profonde est l'objet approprié des investigations sur l'eau souterraine pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs; cependant, dans certains cas, la qualité de l'eau souterraine plus profonde doit également être évaluée (CCME, 2016a). Les contaminants présents en profondeur dans l'eau souterraine pourraient entraîner un risque d'intrusion de vapeurs, en particulier pour les sites où les niveaux de l'eau souterraine fluctuent, soit en raison de variations saisonnières naturelles ou d'activités humaines (p. ex., le pompage d'eau souterraine). La variabilité verticale des concentrations des CPP dans l'eau souterraine peut être étudiée au moyen de nids de puits de surveillance installés à diverses profondeurs, ou en réalisant des profils verticaux au moyen d'une méthode de poussée directe (CCME, 2016a,b). Veuillez consulter la section 6 de CCME (2016a) pour des conseils détaillés sur l'échantillonnage.

7.2.2 DONNÉES SUR LES VAPEURS DU SOL

L'échantillonnage des vapeurs du sol fournit une indication plus directe des concentrations dans les vapeurs à la source que l'utilisation de calculs de partage de l'eau souterraine ou du sol vers l'air pour prédire les concentrations dans les vapeurs du sol. En présence de LPNA, la mesure des vapeurs du sol est plus fiable que les estimations de partage entre les eaux souterraines ou le LPNA et les vapeurs du sol. Lorsque les concentrations dans les vapeurs du sol sont mesurées, il n'est pas nécessaire d'effectuer des calculs de partage.

Lors de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs à l'aide d'échantillons de vapeurs du sol externes, la profondeur de ces échantillons est très importante. Les échantillons de vapeurs du sol devraient être prélevés à une profondeur équivalente à au moins la moitié de la distance entre la base de la fondation du bâtiment et la source de contamination (CCME, 2016a; voir la [figure 7.1](#)). Les concentrations dans les vapeurs du sol à plus grande profondeur sont moins sujettes à une variabilité spatiale et temporelle et sont relativement peu affectées par les conditions proches de la surface (p. ex., les conditions météorologiques, les propriétés du sol et les processus de biodégradation, la couverture de surface) par rapport aux concentrations dans les vapeurs du sol à faible profondeur. Les échantillons de vapeurs du sol à plus grande profondeur sont également moins sensibles aux effets négatifs causés par le court-circuitage de l'air atmosphérique pendant l'échantillonnage.

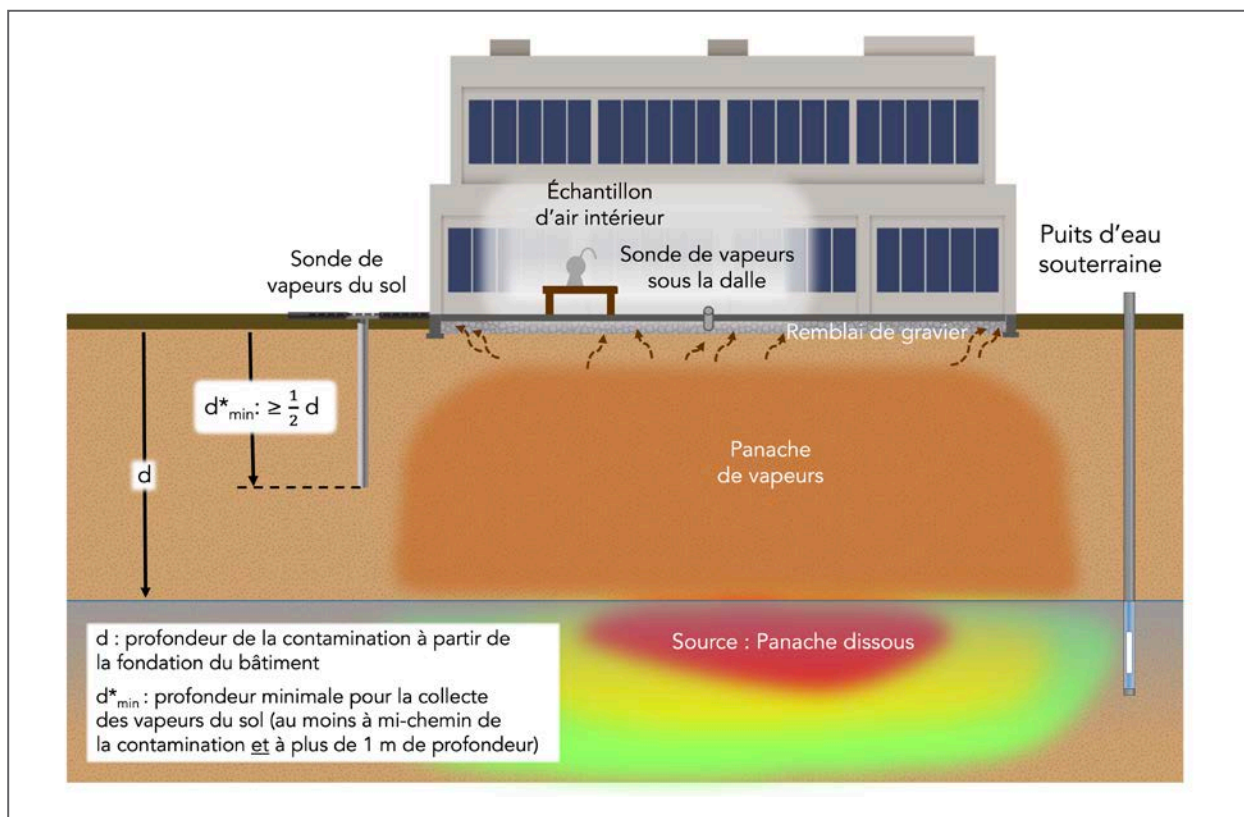


Le CCME (2016a) établit une distance latérale maximale de 10 m par rapport au bâtiment pour l'échantillonnage des vapeurs du sol externes. Cependant, la pertinence de cette distance dépend de l'étendue de la contamination et de sa séparation latérale par rapport au bâtiment visé. Lorsque la source de vapeurs souterraines ne se trouve pas sous le bâtiment, il est généralement conseillé de prélever initialement des échantillons de vapeurs du sol à proximité de la source (contamination des eaux souterraines ou du sol), car ces échantillons représentent vraisemblablement les concentrations les plus élevées des vapeurs du sol en milieu souterrain. Un nombre suffisant d'échantillons de vapeurs du sol prélevés à proximité d'un bâtiment réduit l'incertitude associée à l'estimation du transport des vapeurs souterraines.

Des études comparant des données de vapeurs du sol sous le bâtiment et des données de vapeurs du sol externes à la même profondeur indiquent que les échantillons externes peuvent sous-estimer les concentrations de vapeurs sous le bâtiment, particulièrement à des profondeurs plus faibles (US EPA, 2012; Luo et al., 2009; Patterson et Davis, 2009). Les échantillons de vapeurs du sol prélevés à faible profondeur, à l'extérieur de l'empreinte du bâtiment, ne peuvent pas être utilisés comme preuve probante qu'une bioatténuation se produit. Des données sur les vapeurs du sol peuvent aussi être prises à des profondeurs > 1 m directement en dessous d'un bâtiment et utilisées avec les FA fondés sur le modèle J&E. Ces données offrent un avantage par rapport aux échantillons de vapeurs du sol prélevés à l'extérieur de l'empreinte du bâtiment, car l'incertitude associée au transport latéral est réduite. Les échantillons de vapeurs sous la dalle sont examinés séparément à la **section 8** et sont traités différemment des échantillons de vapeurs du sol.

En cas de contamination peu profonde à proximité d'un bâtiment, des échantillons de vapeurs sous la dalle et d'air intérieur sont préférables, comme cela est indiqué précédemment dans la **section 7.1** portant sur les facteurs d'exclusion. Des échantillons de vapeurs du sol à moins d'un mètre sous la surface du sol sont difficiles à obtenir sans fuite, et il n'existe aucune preuve publiée qu'ils sont capables de représenter les processus de transport des vapeurs.

Figure 7.1 : Exemple de modèle conceptuel de site pour l'échantillonnage de l'intrusion de vapeurs



La qualité des mesures des vapeurs du sol peut être évaluée de la manière suivante :

- Des échantillons appariés d'eau souterraine et de vapeurs du sol peuvent être utiles pour étudier la variabilité spatiale. En présence d'une source dissoute dans l'eau souterraine, comparez les concentrations mesurées dans les vapeurs du sol en profondeur à celles prédites à partir des concentrations dans l'eau souterraine. Bien qu'une certaine atténuation se produise dans la zone capillaire, les concentrations mesurées dans les vapeurs du sol qui s'avèrent beaucoup plus faibles que celles prédites peuvent indiquer que les concentrations mesurées sont biaisées négativement en raison d'une infiltration d'air atmosphérique (que l'on désigne par court-circuitage).
- Les profils verticaux des concentrations dans les vapeurs du sol devraient montrer une diminution des concentrations à mesure qu'on s'éloigne de la zone source.
- Une carte des isocontours des concentrations dans les vapeurs du sol peut faire ressortir les points de données anormaux. Remarque : des données suffisantes sur les vapeurs du sol sont nécessaires pour effectuer cette analyse.
- Des concentrations d'oxygène (O₂) plus élevées que prévu et des concentrations de dioxyde de carbone (CO₂) plus faibles que prévu (c.-à-d., sur la base des conditions biogéochimiques attendues) peuvent indiquer un biais négatif dans l'échantillonnage imputable à une infiltration d'air atmosphérique. Il est utile de mesurer à la fois les concentrations de O₂ et de CO₂ pendant la purge et avant le prélèvement des échantillons de vapeurs du sol pour évaluer la stabilité de ces deux paramètres (CCME, 2016a; UK Energy Institute, 2013).

Des variations temporelles des concentrations présentes dans les vapeurs du sol peuvent se produire suite à la migration transitoire de vapeurs ou à des variations dans les concentrations à la source, en raison de facteurs comme la migration du panache, les fluctuations de la profondeur de la nappe phréatique, les conditions météorologiques (p. ex., de fortes précipitations, une sécheresse ou des changements de pression barométrique), ou la dégradation des contaminants. Ces changements temporels doivent être pris en compte dans un programme de caractérisation des vapeurs du sol. Johnson et al. (1999) et l'American Petroleum Institute (API, 2005) fournissent des nomogrammes permettant d'estimer le temps approximatif nécessaire pour que les concentrations dans les vapeurs atteignent un état d'équilibre.

7.2.3 DONNÉES SUR LE SOL

Comme cela est indiqué dans CCME (2016a), le recours aux données sur le sol pour évaluer l'intrusion de vapeurs est sujet à des limitations et des incertitudes importantes. Les pertes de contaminants volatils pendant l'échantillonnage et la manipulation du sol, ainsi que lors des analyses chimiques, peuvent avoir pour effet de sous-estimer les concentrations réelles de CPP dans le sol. Il existe également des incertitudes associées aux calculs de partage dans le sol qui estiment les concentrations dans les vapeurs du sol. SABCS BC (2005) mentionne ce qui suit :

« Selon le type de contaminant et les conditions géologiques, il peut y avoir une variation spatiale importante des concentrations dans le sol, qui peut être difficile à détecter au moyen des programmes d'échantillonnage conventionnels. Enfin, il existe des incertitudes associées aux calculs de partage dans le sol, et les concentrations prédites dans les vapeurs sont sensibles au coefficient de partage entre l'eau et le carbone organique, et à la fraction de carbone organique dans le sol, un paramètre qui peut être difficile à déterminer avec précision. »



L'évaluateur des risques doit vérifier auprès du laboratoire analytique la méthodologie d'échantillonnage appropriée pour chaque CPP et identifier le niveau de détection requis pour soutenir l'ÉRSR. La précision de l'évaluation tendra à être faible lorsque des données sur le sol sont utilisées, ce qui peut conduire à une sous-estimation ou une surestimation des risques potentiels pour la santé. Par conséquent, les données sur l'eau souterraine ou les vapeurs du sol sont privilégiées (US EPA, 2014).

7.3 PRÉDICTION DES CONCENTRATIONS DANS LES VAPEURS DU SOL

En l'absence de données sur les vapeurs du sol, les concentrations dans les vapeurs du sol à la source peuvent être estimées à partir des concentrations dans l'eau souterraine (privilégié) ou dans le sol (non recommandé, mais reconnu comme nécessaire lorsque les données sont limitées, pour fournir une indication préliminaire afin de guider les mesures de gestion du site) en utilisant les équations de partage du **tableau complémentaire 1** ci-dessous. Pour l'eau souterraine, en l'absence de LPNA, appliquez la loi de Henry. En présence de LLPNA à la surface de la nappe phréatique, un modèle à deux phases est nécessaire. Les LLPNA ou les LDPNA résiduels présents au-dessus de la nappe phréatique peuvent nécessiter l'application d'un modèle à trois phases qui tient également compte du partage dans le sol. Cependant, comme indiqué précédemment, l'échantillonnage des vapeurs du sol est l'approche privilégiée (voir l'explication à ce sujet fournie dans les paragraphes qui suivent).

7.3.1 PRÉSENCE DE LPNA

Pour la détermination du modèle de partage à retenir, le LPNA peut être soit la phase résiduelle de HP ou de solvants chlorés dans le sol au-dessus de la nappe phréatique, soit des HP sous forme de LLPNA qui s'accumulent et se répandent à la surface de la nappe phréatique (US EPA, 2012). L'évaluateur des risques peut déterminer la présence de LPNA à partir de preuves directes ou indirectes :

- **Les preuves directes** comprennent l'un ou l'autre des éléments suivants : une accumulation mesurable de produit libre dans les puits de surveillance; une pellicule huileuse sur la nappe phréatique; et des échantillons de sol en vrac avec des indications visibles de LPNA. La présence ou l'absence de LPNA peut être déterminée à l'aide d'une sonde d'interface huile-eau (CCME, 2016a).
- **Les preuves indirectes** peuvent être fondées sur les concentrations d'hydrocarbures totaux ou de composants individuels dans le sol, les eaux souterraines ou les vapeurs du sol. Les concentrations mesurées peuvent être comparées aux concentrations théoriques en tenant compte des limites de solubilité et des limites de saturation du sol (US EPA, 1996a; American Society for Testing and Materials, 1995). Une fois ajustées pour tenir compte des multiples composants chimiques et de la dilution ou de l'atténuation de la concentration, ces comparaisons peuvent être utilisées pour déduire la présence de LPNA (US EPA, 2009). Les preuves indirectes peuvent également être fondées sur des tests colorimétriques, la fluorescence UV, la fluorescence induite par laser et d'autres méthodes similaires. Des méthodes pour évaluer la présence de LLPNA en utilisant plusieurs sources de données sont décrites dans ITRC (2014) et US EPA (2015a).



La présence ou l'absence d'hydrocarbures en phase non aqueuse peut également être déduite à partir des données de concentrations des hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les vapeurs du sol à proximité de la source, bien que l'analyse de données empiriques indique que ces relations sont incertaines et peuvent être affectées par la méthode de mesure, la présence de LLPNA résiduels et la biodégradation. Alors que les données sur les vapeurs du sol doivent être utilisées avec prudence pour identifier les LLPNA, des concentrations représentatives de HPT > 1–10 mg/L dans les vapeurs du sol à proximité de la source indiquent souvent leur présence (US EPA, 2013a).

Lorsque la concentration dans le sol est supérieure à la limite de saturation du sol ou que la concentration dans l'eau souterraine est supérieure à la limite de solubilité, l'évaluateur doit supposer la présence de LPNA et appliquer des équations de partage entre le LPNA et les vapeurs ([tableau complémentaire 1](#), [équations 1.B](#) et [2.B](#)).

7.3.2 MODÉLISATION EN L'ABSENCE DE LPNA AU NIVEAU OU AU-DESSUS DE LA NAPPE PHRÉATIQUE

En l'absence de LPNA en phase résiduelle et de LPNA à la surface de la nappe phréatique, la loi de Henry peut être appliquée pour représenter le partage du contaminant entre l'eau souterraine et les vapeurs du sol ([tableau complémentaire 1](#), [équation 1.A](#)). La loi de Henry peut également être utilisée lorsque le LPNA se trouve en dessous de la surface de la nappe phréatique. Lorsque seules des données sur le sol sont disponibles, et que l'éloignement du site ou la profondeur des eaux souterraines rendent difficile la collecte de vapeurs du sol, un modèle à trois phases peut être utilisé pour représenter le partage du contaminant (sorption au sol, dissolution dans l'eau souterraine [eau interstitielle] ou volatilisation dans l'espace d'air entre les grains du sol) pour prédire la concentration dans les vapeurs du sol ([tableau complémentaire 1](#), [équation 2.A](#)). Un modèle d'absorption linéaire basé sur la teneur en matière organique du sol prédit le partage entre le sol et l'eau à l'état d'équilibre. La fraction de carbone organique (f_{oc}) dans le sol est un paramètre utilisé dans l'équation de partage ci-dessous ([tableau complémentaire 1](#), [équation 2.A](#)) qui doit être mesuré sur une base spécifique au site.

7.3.3 MODÉLISATION EN PRÉSENCE DE LPNA AU NIVEAU OU AU-DESSUS DE LA NAPPE PHRÉATIQUE

En présence de LPNA au niveau ou au-dessus de la nappe phréatique, utilisez un modèle à deux phases fondé sur la pression de vapeur de chaque contaminant pour estimer la concentration dans les vapeurs du sol (CCME, 2016a). En présence d'un mélange de plusieurs substances, un partage basé sur la loi de Raoult est habituellement appliqué pour quantifier la solubilité effective d'une substance chimique individuelle du mélange dans des conditions d'équilibre (CCME, 2016a). Ceci est aussi utilisé pour prédire la concentration dans les vapeurs lorsqu'un LPNA est présent. Si des données propres au site concernant la masse et la fraction molaire du CPP dans le mélange sont disponibles, ajustez les équations de partage de [l'annexe A, section A.2](#) de façon à refléter les plus faibles concentrations de vapeurs prédites.



Tableau complémentaire 1 : Équations de partage (adapté de SABCS BC, 2005)

1. Prédiction des concentrations dans les vapeurs du sol à l'aide de données sur les eaux souterraines (privilegié)

(1.A) Si $C_{w,i} < X_i \times S_i$ (en supposant l'absence de LPNA), calculer alors $C_{v,i} = FCU_2 \times C_{w,i} \times H'$

(1.B) Si $C_{w,i} \geq X_i \times S_i$ (en supposant la présence de LPNA), calculer alors le maximum de

$$C_{v,i} = [FCU_2 \times X_i \times S_i \times H'] \text{ ou } C_{v,i} = \left[\frac{FCU_1 \times X_i \times MM_i \times P_i}{RT} \right]$$

2. Prédiction des concentrations dans les vapeurs du sol à l'aide de données sur le sol (non recommandé)

(2.A) Si $C_{sol,i} < C_{sat,sol,i}$ (en supposant l'absence de LPNA), calculer alors

$$C_{v,i} = \left[\frac{FCU_2 \times C_{sol,i} \times H' \times \rho_b}{\theta_w + K_{oc} \times f_{oc} \times \rho_b + H' \times \theta_a} \right]$$

(2.B) Si $C_{sol,i} \geq C_{sat,sol,i}$ (en supposant la présence de LPNA), calculer alors le maximum de

$$C_{v,i} = \left[\frac{FCU_2 \times C_{sol,i} \times H' \times \rho_b}{\theta_w + K_{oc} \times f_{oc} \times \rho_b + H' \times \theta_a} \right] \text{ ou } C_{v,i} = \left[\frac{FCU_1 \times X_i \times MM_i \times P_i}{RT} \right]$$

$$(2.C) C_{sat,sol,i} = \left[\frac{X_i \times S_i \times (\theta_w + K_{oc} \times f_{oc} \times \rho_b + H' \times \theta_a)}{\rho_b} \right]$$



Paramètre	Valeur par défaut
$C_{w,i}$ = Concentration de la substance i dans l'eau souterraine (mg/L)	Mesurée, propre au site
X_i = Fraction molaire de la substance i (adimensionnelle)	Estimée d'après les données chimiques
S_i = Solubilité dans l'eau de la substance pure i (mg/L)	Propre à la substance
$C_{v,i}$ = Concentration de la substance i dans les vapeurs du sol (mg/m ³)	Calculée
H' = Constante de Henry adimensionnelle	Propre à la substance
FCU_1 = Facteur de conversion d'unité	1000 mg/g
FCU_2 = Facteur de conversion d'unité	1000 L/m ³
MM_i = Masse moléculaire de la substance i (g/mole)	Propre à la substance
P_i = Pression de vapeur de la substance chimique pure i (atm)	Propre à la substance
R = Constante des gaz parfaits (m ³ -atm/K-mole)	8,21E-05
T = Température absolue (K, 273 °C + T°C)	Estimée
$C_{sol,i}$ = Concentration de la substance i dans le sol (mg/kg)	Mesurée, propre au site
$C_{sat,sol,i}$ = Concentration de saturation de la substance i dans le sol (mg/kg)	Calculée
ρ_b = Densité apparente sèche (kg/L)	1,66 (sable)
θ = Porosité totale (adimensionnelle)	0,375 (sable)
θ_w = Teneur en eau volumique (adimensionnelle)	0,054 (sable)
K_{oc} = Coefficient de partage carbone organique/eau (mg/kg-CO par mg/L- d'eau)	Propre à la substance
f_{oc} = Fraction de carbone organique (adimensionnelle)	0,006 (mesure recommandée)
θ_a = Porosité à l'air (adimensionnelle)	0,321 (sable)

Remarque : Pour les substances chimiques solides à température ambiante, la solubilité du liquide sous-refroidi devrait être utilisée de préférence à la solubilité du solide.



7.4 CHOIX DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E

Le choix des facteurs d'atténuation par défaut fondés sur le modèle J&E dépend de l'utilisation du terrain ([section 7.4.1](#)), de la nature de la source de contamination ([section 7.4.2](#)) et de la distance de séparation verticale entre la source et la fondation du bâtiment ([section 7.4.3](#)). Les FA sont appropriés pour les scénarios suivants :

- Une source de contamination dans l'eau souterraine avec transport de substances chimiques à la fois à travers la zone de transition capillaire et la zone non saturée;
- Une source de contamination des vapeurs du sol avec transport à travers la zone non saturée.

L'utilisation de FA fondés sur le modèle J&E avec des données de concentration dans le sol ou en présence de LPNA au-dessus de la nappe phréatique est assujettie aux mises en garde et aux incertitudes décrites dans les sections précédentes.

Le [tableau 7.1](#) ci-dessous présente les FA fondés sur le modèle J&E pour les bâtiments résidentiels et commerciaux. Les FA de l'eau souterraine vers l'air intérieur s'appliquent lorsque les vapeurs proviennent de substances chimiques dissoutes dans l'eau souterraine (zone saturée), qui sont transportées à la fois à travers la zone de transition capillaire et la zone non saturée. Utilisez les FA des vapeurs du sol vers l'air intérieur pour les données sur les vapeurs du sol mesurées.

Si un échantillon de vapeurs du sol est prélevé entre deux incréments de profondeur indiqués dans le [tableau 7.1](#) (p. ex., à 2,5 m, qui se situe entre 2 m et 3 m), choisir le facteur d'atténuation associé à la plus faible profondeur (c.-à-d., 2 m dans cet exemple).

Les FA présentés dans le tableau ont été calculés à l'aide du modèle J&E (consulter US EPA, 2004 pour les équations) et des valeurs d'entrée par défaut fournies à [l'annexe A, tableau A.1](#) du présent guide. Les valeurs de FA sont basées sur les propriétés physico-chimiques du benzène, mais peuvent être appliquées à d'autres substances chimiques volatiles et semi-volatiles en supposant que leurs propriétés sont suffisamment similaires à celles du benzène pour des fins de dépistage (voir [l'annexe A, section A3.4](#) pour des explications supplémentaires).



Tableau 7.1 : Facteurs d'atténuation fondés sur le modèle J&E pour tous types de sols

L _T = Distance jusqu'à l'échantillon sous la fondation du bâtiment ^{4,5} (m)	Facteurs d'atténuation de l'air intérieur ^{1,2,3}			
	Bâtiment résidentiel		Bâtiment commercial	
	Vapeurs du sol vers l'air intérieur	Eau souterraine vers l'air intérieur	Vapeurs du sol vers l'air intérieur	Eau souterraine vers l'air intérieur
1	2,9E-03	1,1E-03	4,1E-04	2,2E-04
2	2,1E-03	9,6E-04	3,4E-04	2,0E-04
3	1,6E-03	8,5E-04	2,9E-04	1,8E-04
5	1,1E-03	6,9E-04	2,2E-04	1,5E-04
7	8,6E-04	5,8E-04	1,8E-04	1,3E-04
10	6,4E-04	4,7E-04	1,4E-04	1,1E-04
15	4,4E-04	3,6E-04	1,0E-04	8,5E-05
20	3,4E-04	2,9E-04	8,1E-05	6,9E-05
30	2,3E-04	2,1E-04	5,7E-05	5,1E-05

1. Ces facteurs d'atténuation ne peuvent être utilisés lorsque des conditions d'exclusion s'appliquent (voir la [section 7.1](#)).
2. Les FA fondés sur le modèle J&E ne s'appliquent pas aux bâtiments avec une fondation en terre (sous-sol ou vide sanitaire), sauf lorsque la distance entre le bâtiment et la source de vapeurs est > 5 m.
3. Pour les échantillons de vapeurs souterraines prélevés à l'aide de sondes installées dans des trous de forage (p. ex., des puits de surveillance des vapeurs ou de l'eau souterraine), L_T est la distance verticale entre la fondation du bâtiment et le fond du joint de bentonite. Pour les échantillons de vapeurs souterraines prélevés à partir de sondes installées par poussée directe, L_T est la distance verticale entre la fondation du bâtiment et le haut du filtre de la sonde de vapeurs du sol.
4. Si un échantillon de vapeurs du sol est prélevé entre deux incréments de profondeur (p. ex., à 2,5 m, qui se situe entre 2 m et 3 m), choisir le facteur d'atténuation associé à la plus faible profondeur (c.-à-d., 2 m dans cet exemple).
5. Reportez-vous à la [section 7.4.3](#) pour plus de détails sur le choix de la valeur L_T appropriée.

7.4.1 FA SELON LE TYPE DE SOL ET D'UTILISATION DU TERRAIN

Les FA fondés sur le modèle J&E présentés ci-dessus sont basés sur un seul type de sol grossier (le sable), mais sont néanmoins applicables à tous les types de sols. La version 1.0 de ce document d'orientation (SC, 2010a) fournissait des FA pour quatre types de sols; cependant, un examen de la base de données empiriques de l'US EPA (2012) soutient l'adoption d'une approche simplifiée basée sur un seul type de sol. Cette approche est également utilisée par d'autres administrations (c.-à-d., BC MECCS, 2017b).

Deux options d'utilisation du terrain sont compatibles avec les FA fondés sur le modèle J&E, comme cela est présenté dans SABCS BC (2005) :

- 1) **Résidentiel** – ce scénario fournit une estimation prudente des concentrations dans l'air intérieur pour les maisons unifamiliales et peut être appliqué aux multiplex de style maison en rangée;
- 2) **Commercial** – ce scénario suppose que l'utilisation principale du bâtiment est à des fins commerciales; il suppose un échange d'air plus important et une dépressurisation plus faible du bâtiment. Veuillez consulter SABCS BC (2005) pour plus de détails et d'explications à ce sujet.



Les paramètres des bâtiments constituent le principal élément dont il faut tenir compte dans le choix de l'utilisation du terrain. Les FA fondés sur le modèle J&E pour le scénario résidentiel ont été établis pour une maison unifamiliale avec sous-sol, en utilisant un débit volumétrique (taux d'advection) fixe des vapeurs du sol entrant dans un bâtiment (valeur Q_{sol}). Avec une valeur fixe de Q_{sol} , le taux d'advection ne dépend pas de la profondeur de la fondation (CCME, 2014). Par conséquent, les FA pour le scénario résidentiel avec sous-sol ont été calculés et sont aussi applicables aux maisons avec un vide sanitaire ou construites sur une dalle au sol. Les FA fondés sur le modèle J&E ne s'appliquent pas aux bâtiments ayant un sous-sol ou un vide sanitaire en terre battue, sauf lorsque la distance entre le bâtiment et la source de vapeurs est > 5 m.

Les FA fondés sur le modèle J&E pour les bâtiments commerciaux ont été établis pour une construction sur une dalle au sol, car des FA légèrement plus élevés ont été prédits pour ce type de bâtiments par rapport à ceux de bâtiments avec sous-sol. Ceci est principalement dû à une plus faible hauteur de mélange (supposée de 3 m) pour un bâtiment sur dalle au sol (bâtiment à un étage), comparativement à celle d'un bâtiment avec sous-sol (généralement 1,5 étage de hauteur, car les vapeurs sont supposées se mélanger entre le sous-sol et l'étage sus-jacent du bâtiment). Il est peu probable que l'application de ces FA à des bâtiments plus élevés sous-estime les concentrations dans l'air intérieur.

Les scénarios ci-dessus ont été choisis afin de s'assurer de l'aspect prudent des FA résultants. Le type de fondation en soi n'a pas un impact important sur les FA par défaut. Notez que les FA n'ont pas été précisés pour les bâtiments industriels. SC suggère que les hypothèses relatives aux bâtiments commerciaux ([annexe A, tableau A.1](#)) soient comparées au bâtiment visé afin d'évaluer l'applicabilité des FA fondés sur le modèle J&E.

7.4.2 NATURE DE LA SOURCE DE CONTAMINATION

Les propriétés physiques et chimiques du benzène ont été utilisées pour établir les FA fondés sur le modèle J&E. À des fins de dépistage, les FA peuvent être appliqués à la plupart des substances chimiques volatiles, à condition que leurs propriétés soient suffisamment similaires à celles du benzène (voir [l'annexe A, section A3.4](#) pour plus d'explications). Il s'agit d'une hypothèse raisonnable, car le coefficient de diffusion dans l'air (le principal paramètre physico-chimique affectant le facteur d'atténuation) varie par un facteur d'environ 2 pour la plupart des substances chimiques volatiles.

Le modèle J&E utilisé pour calculer les FA suppose que :

- La distribution de la source de contaminants est homogène et se trouve sous l'ensemble du bâtiment;
- Les concentrations de contaminants ne changent pas dans le temps; et
- Aucune biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures n'a lieu.

Puisque les composés de HP comme les BTEX peuvent se biodégrader, les [sections 7.6](#) et [7.7](#) décrivent de quelle manière ajuster en conséquence les FA fondés sur le modèle J&E lorsque les conditions le justifient.



7.4.3 LES FA ET LA DISTANCE DE SÉPARATION VERTICALE

Afin de choisir le facteur d'atténuation approprié dans le [tableau 7.1](#), la distance de séparation verticale entre la fondation du bâtiment et la concentration de vapeurs du sol mesurée ou modélisée doit être mesurée à partir de la base de la fondation du bâtiment. Lorsque les concentrations dans les vapeurs du sol sont modélisées à partir de données sur l'eau souterraine, la distance de séparation verticale est considérée comme la distance allant de la fondation du bâtiment jusqu'à la nappe phréatique. En cas de fluctuations du niveau de l'eau souterraine, il faut choisir la distance entre la fondation du bâtiment et la limite supérieure de ces fluctuations. Lorsque des échantillons de vapeurs du sol sont prélevés (c.-à-d., des mesures directes des vapeurs du sol, p. ex. à l'aide d'une sonde de vapeurs du sol), la distance de séparation verticale est considérée comme la distance entre la fondation du bâtiment jusqu'à la profondeur à laquelle l'échantillon de vapeurs du sol a été prélevé (p. ex., le haut du filtre de la sonde de vapeurs du sol). Certaines administrations utilisent des facteurs de réduction latérale pour tenir compte de l'atténuation des vapeurs avec un décalage latéral de la source de vapeurs (p. ex., BC MECCS, 2017b). L'utilisation de tels facteurs peut être envisagée sur une base propre au site, le cas échéant.

7.5 AJUSTEMENT DU FACTEUR D'ATTÉNUATION FONDÉ SUR LE MODÈLE J&E EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE MÉLANGE DES VAPEURS DANS LE BÂTIMENT

Dans les cas où la hauteur du bâtiment ne correspond pas à la valeur par défaut (voir [l'annexe A, tableau A.1](#)), le FA fondé sur le modèle J&E peut être ajusté pour mieux représenter le bâtiment évalué. Les hauteurs de mélange des vapeurs par défaut dans les bâtiments (tirées de SABCS BC, 2005) utilisées pour dériver les FA fondés sur le modèle J&E du [tableau 7.1](#) sont les suivantes :

- **Résidentiel** : 3,6 m – présume un mélange complet des vapeurs au sein du premier étage et un mélange partiel au sein du second étage du bâtiment.
- **Commercial** : 3,0 m – présume un mélange complet des vapeurs à l'intérieur d'un bâtiment d'un lieu de travail d'un seul étage.

Comme cela est indiqué dans SABCS BC (2005), bien que la hauteur du bâtiment et la hauteur de mélange ne soient pas équivalentes, la hauteur de mélange des vapeurs dans un bâtiment à plafonds élevés ou à plusieurs étages pourrait être supérieure aux valeurs par défaut indiquées ci-dessus. Si les mesures de l'air intérieur ne sont pas du même ordre de grandeur que les concentrations modélisées dans l'air intérieur, la hauteur de mélange par défaut du bâtiment peut ne pas être applicable au site commercial ou résidentiel évalué. Dans ce cas, le FA fondé sur le modèle J&E peut être ajusté en utilisant la hauteur estimée de mélange propre au site. L'ÉRSR doit documenter les valeurs utilisées et fournir une justification à cet égard. Les équations suivantes sont utilisées pour calculer le FA ajusté pour un scénario résidentiel ou commercial :

Résidentiel : FA ajusté = (3,6 m / hauteur de mélange propre au site) × FA fondé sur le modèle J&E

Commercial : FA ajusté = (3,0 m / hauteur de mélange propre au site) × FA fondé sur le modèle J&E



7.6 AJUSTEMENT DU FACTEUR D'ATTÉNUATION FONDÉ SUR LE MODÈLE J&E POUR TENIR COMPTE DE LA BIODÉGRADATION

Le présent document d'orientation a adapté l'approche recommandée dans CCME (2014) pour ajuster les FA fondés sur le modèle J&E afin de tenir compte de la biodégradation aérobie *in situ* des vapeurs du sol avant leur entrée dans le bâtiment.

Lors de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs d'hydrocarbures qui se biodégradent dans des conditions aérobies, le FA choisi (dans le [tableau 7.1](#)) peut être ajusté à la baisse (réduit) par un facteur approprié (**le facteur d'ajustement de bioatténuation [FAB]**) lorsque les conditions du site le justifient, comme indiqué dans l'équation ci-dessous.

$$\text{FA ajusté} = \text{FA fondé sur le modèle J\&E} / \text{FAB}$$

Les données empiriques à ce jour indiquent que les BTEX et la fraction F1 des HP du CCME se biodégradent facilement dans des conditions aérobies. L'ensemble de données empiriques sur la biodégradation d'autres HP est moins complet et ne fournit pas de preuves cohérentes d'une biodégradation suffisante, de sorte que ces substances ne doivent pas être considérées comme invariablement biodégradables. L'extrapolation à partir de la biodégradation dans d'autres contextes est sujette à l'incertitude, et par conséquent, la preuve d'une biodégradation suffisante à partir d'études de cas sur l'intrusion de vapeurs a été le critère pris en compte pour l'application des facteurs de biodégradation dans le présent document d'orientation. Lors de l'évaluation du potentiel de biodégradation d'une substance chimique, il est important de tenir compte du mélange chimique particulier visé. Lors de l'application de facteurs de bioatténuation pour des substances chimiques autres que les BTEX ou la fraction F1 du CCME, des études de cas spécifiques à la substance chimique et des preuves propres au site, démontrant toutes deux l'applicabilité des FAB, sont requises.

Les FA fondés sur le modèle J&E présentés dans le [tableau 7.1](#) sont considérés raisonnables pour les substances chimiques non dégradables sur la base de comparaisons empiriques, mais peuvent être prudents pour plusieurs HP. La recherche indique que les vapeurs de HP subissent une biodégradation aérobie entre la source et le bâtiment dans la plupart des sites. La biodégradation aérobie peut généralement limiter la concentration et la migration souterraine des vapeurs de pétrole dans les sols non saturés. Des études de modélisation (Abreu et Johnson, 2006; DeVaul, 2007; Abreu et al., 2009) et des études de terrain (Davis et al., 2009; Ririe et al., 2002; Hers et al., 2000; Roggemans et al., 2001; Fitzpatrick et Fitzgerald, 2002) indiquent que le potentiel d'intrusion de vapeurs de pétrole est considérablement réduit, avec une atténuation de dix à cent fois des concentrations de vapeurs sur une distance de quelques mètres, lorsque des processus de biodégradation aérobie se produisent dans les sols entre la source d'hydrocarbures et la fondation du bâtiment.

Les facteurs potentiels susceptibles d'influencer la biodégradation aérobie comprennent la disponibilité en oxygène, l'humidité du sol et d'autres propriétés du sol (p. ex., le pH, les nutriments), là où des microorganismes capables de dégrader les HP sont présents. Ces microorganismes sont répandus et la biodégradation aérobie a été démontrée dans un large éventail de conditions environnementales et pour de nombreux composés d'hydrocarbures pétroliers (p. ex., US EPA, 1995, 1996b; DeVaul et al., 1997; Davis et al., 2009; DeVaul, 2011; US EPA, 2013a).



L'application de FAB n'est pas appropriée dans les conditions suivantes :

- Lorsqu'un facteur d'exclusion (tel que décrit à la [section 7.1](#)) existe ou peut exister sur un site, il est peu probable que la bioatténuation réduise suffisamment l'intrusion de vapeurs et, par conséquent, les ajustements de bioatténuation ne sont pas applicables. Ces sites devraient plutôt être évalués conformément à la [section 7.1](#).
- Lorsque les masses de LLPNA ou les panaches dissous sont mobiles. D'autres conseils techniques sur la stabilité et la mobilité des LLPNA sont présentés dans le Document d'orientation sur la gestion des LLPNA dans les sites fédéraux contaminés (PASCF, 2022).

7.7 EXIGENCES ET CONSIDÉRATIONS POUR L'UTILISATION DE FACTEURS D'AJUSTEMENTS DE BIOATTÉNUATION

Compte tenu de l'incertitude inhérente à l'application de facteurs d'ajustement de bioatténuation, l'évaluateur doit fournir une explication propre au site pour justifier si un FAB peut être appliqué. Cela comprendra la qualité et l'étendue de la caractérisation du site, plutôt qu'une référence à de la documentation portant sur d'autres sites, à d'autres documents d'orientation ou à des déclarations générales sur la bioatténuation. Afin de déterminer si des ajustements de bioatténuation peuvent être effectués dans une évaluation de l'intrusion de vapeurs, les étapes de caractérisation de site suivantes doivent être réalisées.

Étape 1 : Établir la présence de LLPNA

Lors de l'application des FAB, il faut déterminer si la source de contaminants est un LLPNA ou une source en phase dissoute. Cela est important en raison des différences notables dans les concentrations dans les vapeurs entre ces types de sources. La présence de LLPNA (en phase libre ou en phase résiduelle) peut être déterminée à partir de preuves directes ou indirectes, comme cela est décrit à la [section 7.3](#).

Étape 2 : Déterminer l'étendue verticale ou latérale du sol non saturé, propre et biologiquement actif, entre le bâtiment et la source de vapeurs

Si l'évaluation comprend un ajustement des FA fondés sur le modèle J&E pour la biodégradation, la contamination doit être entièrement délimitée. Pour que le FAB soit applicable, le sol entre la source de vapeurs et le bâtiment doit être suffisamment propre pour être biologiquement actif. Les seuils de concentration recommandés dans le sol sont de 100 mg/kg de HPT (essence fraîche) et de 250 mg/kg de HPT (pour l'essence et le diesel altérés) (US EPA, 2015b), et ce en l'absence de LPNA. En dessous de ces seuils, on peut supposer que le sol est suffisamment actif biologiquement pour dégrader les vapeurs d'hydrocarbures. Les matières suivantes ne sont pas considérées comme biologiquement actives : un sol à faible teneur en humidité, soit < 3–4 % en poids sec (Huesemann, 1994; Yadav et Hassanizadeh, 2011); une roche consolidée fracturée, faillée ou diaclasée; et une roche consolidée avec cavités de dissolution (c.-à-d., le karst).



Étape 3 : Prise en compte de l'effet de la taille du bâtiment sur la disponibilité en oxygène (uniquement pour les effets liés aux sources de HP sous forme de LLPNA)

Bien que certaines données suggèrent que la bioatténuation peut être de moindre ampleur sous des bâtiments ayant une grande empreinte au sol, aucunes données publiées n'offrent actuellement une évaluation complète de l'effet de la taille des bâtiments. Des études qui fournissent des données limitées ont été prises en compte pour le présent document d'orientation. Les données de l'US EPA (2013a) concernant les vapeurs sous la dalle ont montré des différences relativement faibles dans les concentrations d'oxygène sous les surfaces pavées ou les bâtiments. Cependant, l'atténuation des hydrocarbures variait, ce qui suggère que d'autres facteurs pourraient contribuer à la bioatténuation sous un bâtiment. Le modèle de pénétration de l'oxygène de l'US EPA (2013b) a montré qu'il était peu probable qu'un appauvrissement en oxygène (aussi appelé ombre d'oxygène) se développe sous un petit bâtiment (10 x 10 m), même avec une forte concentration en vapeurs de HP (10 000 mg/m³). Cependant, ce modèle supposait un taux de biodégradation uniforme et une porosité à l'air représentative de sols sablonneux secs.

D'après l'étude de Knight et Davis (2013), en présence de LLPNA, la recharge en oxygène est ralentie pour les bâtiments dont la longueur ou la largeur est > 13 m. À cet égard, les bâtiments d'une longueur ou d'une largeur > 13 m devraient faire l'objet d'une caractérisation plus poussée. Une étude plus approfondie du potentiel d'ombres d'oxygène a été recommandée dans US EPA (2013a). L'étude de l'US EPA (2013 b) n'a pas pris en compte une concentration suffisamment élevée dans les vapeurs à la source (c.-à-d., pour certaines sources de LLPNA), et a supposé une dalle imperméable, éliminant ainsi la possibilité de migration de vapeurs à travers une dalle intacte, une situation qui peut pourtant se produire. Une étude de modélisation de Verginelli et al. (2016) a évalué différents types de dalles, mais n'a pas pris en compte les bâtiments de plus grande taille. Une autre approche pour les grands bâtiments consiste à mesurer les concentrations d'oxygène dans les échantillons de vapeurs du sol sous la dalle. Sur la base des informations disponibles, les FAB ne devraient pas être appliqués aux bâtiments de grande taille (> 13 m) où un LLPNA est présent, à moins qu'une caractérisation approfondie effectuée en dessous de la dalle ne démontre 1) des conditions favorables à la bioatténuation et 2) que la bioatténuation se produit réellement.

Des études de modélisation de l'intrusion de vapeurs de HP qui évaluent l'effet d'une dalle sur la biodégradation aérobie des vapeurs souterraines indiquent qu'il est peu probable qu'une ombre d'oxygène se développe pour une source de HP en phase dissoute située à 1,5 m sous le bâtiment (US EPA, 2013b). Par conséquent, en présence d'une source de HP en phase dissoute, la taille du bâtiment ne devrait pas réduire la disponibilité en oxygène nécessaire à la biodégradation des vapeurs, conformément aux orientations de l'US EPA (2015b).

Étape 4 : Caractérisation complète du site concernant les facteurs additionnels pouvant influencer la bioatténuation

L'évaluation devrait prendre en compte les facteurs qui suivent, sur une base propre au site, et expliquer de quelle manière ceux-ci peuvent ou non influencer la bioatténuation. L'utilisation d'un ajustement de 10X (FAB de 10), qui entraînerait une réduction d'un facteur 10 des concentrations estimées dans l'air intérieur (voir le [tableau 7.3](#)), est susceptible d'être applicable à la plupart des sites répondant aux exigences de caractérisation de site des [sections 3](#) et [5](#) et aux facteurs ci-dessous. L'utilisation d'un ajustement de 100X (FAB de 100) ([tableau 7.3](#)) nécessitera une caractérisation du site et une justification plus approfondies, et la majorité des facteurs ci-dessous devront être traités explicitement.



Tableau 7.2 : Facteurs influençant la bioatténuation

Facteur	Justification / considérations
Collecte de données détaillée sur les vapeurs de sol	L'analyse des vapeurs du sol devrait inclure des sondes de vapeurs du sol à proximité de la source, à plusieurs profondeurs sous les bâtiments ou à proximité de surfaces à plus faible perméabilité (comme le béton ou le bitume). Le programme d'échantillonnage devrait inclure les vapeurs du sol à proximité de la source (généralement à moins de 0,5 m de la nappe phréatique élevée [peu profonde] ou du LLPNA). Comme indiqué à la section 7.2.2 , les échantillons de vapeurs du sol prélevés à faible profondeur, à l'extérieur de l'empreinte du bâtiment, ne peuvent pas être utilisés comme preuve définitive qu'une bioatténuation se produit.
Type et propriétés du sol	Le type et les propriétés du sol doivent être bien décrits et inclure la teneur en humidité, la teneur en matière organique et la stratification. <ul style="list-style-type: none"> • La porosité à l'air peut être difficile à mesurer, mais une faible porosité à l'air peut réduire la bioatténuation; • Le sol peut être plus sec sous la fondation d'un bâtiment que dans la zone environnante, l'un des facteurs suggérant que la bioatténuation serait moindre sous un bâtiment qu'à côté d'un bâtiment; • Un sol à très forte teneur en matière organique (p. ex., fraction de carbone organique [foc] > 4 %) peut avoir une forte demande en oxygène, ce qui entrave la biodégradation.
Dimensions du bâtiment	La taille du bâtiment peut avoir un impact sur la disponibilité en oxygène pour la biodégradation, comme indiqué ci-dessus à l'étape 3. La taille du bâtiment est nécessaire pour sélectionner le FAB approprié dans le tableau 7.3 .
Couverture de surface imperméable	Une couverture de surface imperméable au-dessus de la contamination souterraine peut avoir un impact sur la disponibilité en oxygène pour la biodégradation, comme indiqué ci-dessus à l'étape 3. L'étendue de la couverture de surface doit être prise en compte car elle peut restreindre la pénétration de l'oxygène et de l'humidité dans le sol sous-jacent (Tillman et Weaver, 2007).
Emplacement de la contamination par rapport au bâtiment	Les études disponibles suggèrent qu'il est peu probable que les vapeurs de contaminants subissent le même niveau de bioatténuation sous un bâtiment qu'à côté de celui-ci, surtout si la contamination est peu profonde (Fischer et al., 1996).
Taille de la source de contamination	Les sources de contamination de grande taille peuvent avoir une plus grande demande en oxygène, en particulier en présence d'une source de diesel, car cela peut générer du méthane. Les sites avec de grandes sources, des sources multiples ou des sources convergentes peuvent avoir plus en commun avec les sites de raffinerie, où la bioatténuation est moins robuste qu'avec les sites de réservoirs de stockage souterrains (RSS) uniques décrits par l'US EPA (2013a). Cela peut inclure des zones d'élimination des réservoirs, des bases militaires, des décharges non gérées ou de grandes installations de stockage de carburant.
Concentration en oxygène dans la zone vadose	La concentration minimale d'oxygène <i>in situ</i> suffisante pour soutenir une bioatténuation (et appliquer un FAB du tableau 7.3) est de 5 %. Il est admis qu'une incertitude existe dans ce domaine. Il existe d'ailleurs des preuves qu'une concentration en oxygène de 2 % peut être suffisante pour qu'une bioatténuation se produise, cela suppose un transfert d'oxygène du gaz vers l'eau qui n'a été décrit que dans des tests et des modèles en laboratoire.
Données sur les gaz biogènes	Les concentrations de gaz biogènes, de méthane et de dioxyde de carbone, devraient être mesurées et signalées pour permettre un examen technique. Davantage d'informations sur l'analyse des gaz du sol pour l'évaluation de la bioatténuation et sur la bioatténuation des vapeurs de HP sont disponibles dans CCME (2016a), US EPA (2015a,b), UK Energy Institute (2011; 2013) et API (2005).

Preuve que la substance se dégrade suffisamment rapidement dans les conditions souterraines pour atténuer le potentiel d'intrusion de vapeurs	Cette preuve peut être une grande différence entre les concentrations prédites et mesurées dans l'air intérieur, après avoir réalisé une bonne collecte et analyse des données. D'autres preuves pourraient être des données sur les vapeurs du sol provenant de nids de puits démontrant l'atténuation, couplées à des données sur l'air intérieur montrant que les concentrations dans l'air intérieur sont bien inférieures à ce qui serait prédit avec les FA. Notez que tous les HP ne se dégradent pas aussi facilement que les BTEX, et que les déversements importants de diesel peuvent générer suffisamment de méthane pour entraver la bioatténuation. Les capteurs de plomb qui étaient autrefois ajoutés à l'essence (1,2 dichloroéthane et dibromure d'éthylène) peuvent ralentir la biodégradation (ITRC, 2014).
Pergélisol ou longues périodes de froid	Le pergélisol ou de longues périodes de froid et de neige dans les régions nordiques peuvent présenter des conditions où il est possible qu'un bulbe de dégel se forme sous un bâtiment chauffé, ce qui pourrait créer une voie préférentielle pour l'intrusion de vapeurs (voir la section 6).

Étape 5 : Détermination de l'utilisation possible d'ajustements de bioatténuation dans l'évaluation de l'intrusion de vapeurs et choix du FAB approprié

Pour le bâtiment évalué, la source de vapeurs doit être classée comme une source de LLPNA ou une source en phase dissoute sur la base d'une justification scientifique appuyée par de multiples sources de données, y compris les mesures sur le terrain et les exigences et considérations énumérées dans la présente section. De plus, l'épaisseur de sol propre et biologiquement actif et la taille du bâtiment doivent être précisées avec une justification à l'appui, comme cela est expliqué en détail dans les étapes précédentes. Sur la base de cette approche, les FAB recommandés sont fournis dans le [tableau 7.3](#).

Tableau 7.3 : Facteurs d'ajustement de bioatténuation recommandés

Sources de HP en phase dissoute		Sources de HP sous forme de LLPNA	
Distance source-bâtiment* (sol propre et biologiquement actif)	FAB (sans unité)	Distance source-bâtiment* (sol propre et biologiquement actif)	FAB (sans unité) Bâtiments < 13 m
> 1 m	10	> 4 m	10
> 2 m	100	> 5 m	100

* La distance peut être latérale ou verticale.

Remarques :

- Si la concentration de méthane dans les gaz du sol > 5 %, il est peu probable que les conditions du site soient favorables à la bioatténuation, et il convient de procéder à une investigation sur les LLPNA.
- La taille du bâtiment est définie comme la longueur de la dimension la plus courte.

Bien que ces orientations diffèrent de celles du CCME (2014), les principes selon lesquels l'ampleur du FAB dépend de la profondeur et de la concentration de la source de vapeurs d'hydrocarbures, ainsi que de la présence de conditions aérobies spécifiques dans le milieu souterrain, sont similaires. Le document du CCME (2014, tableau E.1) recommande que le FAB soit limité à un facteur de 10 pour les sources d'hydrocarbures à faible profondeur (1 à 3 m), augmentant à 100 pour les sources dans l'intervalle de profondeur de 3 à 5 m et à 1 000 pour des sources à > 5 m, dans la mesure où les concentrations de la source de vapeurs d'hydrocarbures sont < 10 mg/L (concentration totale de vapeurs d'hydrocarbures, y compris le méthane) et que la zone au-



dessus de la source soit riche en oxygène (> 5 % O₂). Le **tableau 7.3** ci-dessus permet d'appliquer un FAB à une distance source-bâtiment moindre, mais il suppose également qu'une caractérisation adéquate du site et qu'une prise en compte des caractéristiques du site ayant un impact sur la bioatténuation feront partie de l'évaluation. Le CCME (2014) recommande des mesures d'atténuation ou un échantillonnage et une analyse supplémentaires lorsque les concentrations en oxygène dans le milieu souterrain sont < 5 %. Une concentration en oxygène plus faible peut suffire à la bioatténuation. Cependant, une justification scientifique devrait être fournie à ce sujet, car de nombreuses études soutenant la bioatténuation à de faibles concentrations en oxygène ont été menées en laboratoire, et il n'est pas certain de quelle manière cela pourrait s'appliquer à la variété complexe des conditions souterraines.

7.8 PRÉDICTION DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR INTÉRIEUR

La concentration potentielle dans l'air intérieur associée à l'intrusion de vapeurs provenant d'une contamination souterraine est prédite en appliquant le FA fondé sur le modèle J&E (choisi selon l'approche décrite dans les **sections 7.4 à 7.7**) à la concentration dans les vapeurs du sol mesurée ou à la concentration dans les vapeurs du sol estimée en utilisant l'approche décrite dans la **section 7.3** et dans le **tableau complémentaire 1**. La concentration prédite dans l'air intérieur est la suivante :

$$C_A = C_v \times \text{FA fondé sur le modèle J\&E}$$

Où : C_A = concentration prédite dans l'air intérieur (µg/m³)
C_v = concentration dans les vapeurs du sol mesurée ou estimée (µg/m³) (≥ 1 m profondeur)
FA = facteur d'atténuation

Pour une source de contamination dans l'eau souterraine, le modèle J&E donnera souvent des prédictions plus élevées (et donc plus prudentes) lorsque les données sur l'eau souterraine sont utilisées par rapport aux données sur les vapeurs du sol, car le modèle d'intrusion des vapeurs de l'eau souterraine vers l'air intérieur a tendance à surestimer le taux de transport des substances chimiques à travers la frange capillaire et ne tient pas compte de la biodégradation des composés de HP.

Toutefois, si l'échantillonnage des vapeurs du sol a été effectué à la suite d'une forte pluie, les données peuvent ne pas être représentatives des conditions normales du site, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation des concentrations dans l'air intérieur. Par conséquent, les résultats de tous les milieux doivent être pris en compte dans l'évaluation. Par exemple, si les concentrations dans l'air intérieur prédites à partir des données sur les vapeurs du sol sont plus de 10 fois inférieures à celles prédites à partir des données sur l'eau souterraine, l'ÉRSH devrait fournir une justification scientifique expliquant pourquoi les prédictions des concentrations dans l'air intérieur à l'aide de données sur les vapeurs du sol devraient avoir préséance, et inclure les données justificatives à l'appui. Certains facteurs peuvent mener à une atténuation importante des vapeurs, comme une lentille non contaminée au-dessus de la surface de la nappe phréatique, des couches de sol à grain fin et à forte teneur en humidité ou une bioatténuation. L'influence de ces facteurs doit être étayée à l'aide de données provenant du site.

Si la source de vapeurs est peu profonde (< 1 m), ou si les matières souterraines ont des perméabilités au gaz très élevées, des données sur les vapeurs sous la dalle peuvent être utilisées pour calculer les concentrations potentielles dans l'air intérieur, selon l'équation de la **section 8** ci-dessous.



8.0 DONNÉES SUR LES VAPEURS SOUS LA DALLE

Les concentrations dans les vapeurs sous la dalle représentent le plus étroitement celles des vapeurs qui peuvent migrer dans le bâtiment sus-jacent et peuvent être utilisées pour vérifier si la voie de l'intrusion de vapeurs est complète (US EPA, 2015a). Comme cela est mentionné à la [section 7.1](#), certaines conditions empêchent l'utilisation des FA fondés sur le modèle J&E pour prédire les concentrations dans l'air intérieur provenant d'une contamination souterraine. Dans ces cas, la collecte de vapeurs sous la dalle peut être une façon plus appropriée d'évaluer l'intrusion de vapeurs sur un site. Les FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur par défaut sont de 0,01 pour les bâtiments commerciaux ou de 0,03 pour les bâtiments résidentiels. Ces valeurs sont conformes à celles du CCME (2014). Elles peuvent être utilisées avec les données sur les vapeurs sous la dalle pour estimer les concentrations dans l'air intérieur au moyen de l'équation suivante :

$$C_A = C_{VSD} \times \text{FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur}$$

Où C_A = concentration prédite dans l'air intérieur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
 C_{VSD} = concentration mesurée dans les vapeurs sous la dalle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
le FA des vapeurs sous la dalle vers l'air intérieur est 0,01 pour les bâtiments commerciaux
ou 0,03 pour les bâtiments résidentiels

Il existe certaines conditions pour lesquelles les FA des vapeurs sous la dalle par défaut peuvent ne pas offrir une protection adéquate. Celles-ci incluent la présence de sous-sols en terre battue, de voies préférentielles ou de matières de décharge ou de remplissage générant suffisamment de méthane pour créer un gradient de pression sous la surface. Ces cas peuvent nécessiter une ÉRSR propre au bâtiment, des données mesurées supplémentaires (p. ex., dans l'air intérieur, voir la [section 9](#)) ou des modèles alternatifs pour évaluer les conditions propres au site. Cette évaluation doit être étayée par des preuves scientifiques, et le rapport doit contenir des informations suffisamment détaillées pour permettre un examen technique.

Un niveau approprié de collecte de données sur les vapeurs sous la dalle est important. Les études où de multiples échantillons ont été prélevés sous des maisons ou de petits bâtiments commerciaux indiquent souvent une variabilité spatiale des concentrations dans les vapeurs sous la dalle d'un à deux ordres de grandeur et une variabilité saisonnière (temporelle) pouvant aller jusqu'à un ordre de grandeur (Johnson et al., 2013; Lutes et al., 2013; Wertz et Festa, 2007, cités dans CCME, 2016a).

Les stratégies possibles pour obtenir des données représentatives sur les vapeurs sous la dalle comprennent :

- Une densité accrue des emplacements d'échantillonnage discrets pour tenir compte de la variabilité spatiale des vapeurs sous la dalle;
- L'utilisation d'un échantillonnage à volume de purge élevé pour fournir une moyenne spatiale de la concentration de vapeurs sous la dalle (voir McAlary et al., 2010 pour plus de détails sur cette méthode d'échantillonnage). Cette méthode reconnaît que les méthodes courantes impliquent l'échantillonnage de seulement quelques litres de vapeurs du sol, ce qui peut représenter une très faible proportion du volume de vapeurs sous la dalle. Ainsi, cette méthode peut présenter des avantages pour les grands bâtiments pour lesquels la collecte d'un grand nombre d'échantillons discrets sous la dalle peut s'avérer très onéreuse, ou si l'on entend évaluer les conditions au-delà de la proximité immédiate de la sonde de vapeurs du sol (CCME, 2016a);



- Un échantillonnage plus profond des vapeurs du sol sous le bâtiment en cas d'infiltration inverse de l'air (extrusion), ce qui peut être le cas dans certains bâtiments sous pression positive, menant à un échange entre l'air intérieur et l'air sous la dalle (CCME, 2016a); et/ou,
- La collecte d'échantillons de vapeurs sous la dalle pendant au moins deux saisons.

Si les données d'échantillonnage de l'air intérieur (décrites ci-dessous à la **section 9**) sont équivalentes aux données de vapeurs sous la dalle quant à la concentration du contaminant, sans qu'il n'y ait de sources de contamination intérieures connues, l'ÉRSH devrait déterminer si :

- L'échantillonnage de l'air intérieur et des vapeurs sous la dalle était adéquat;
- Une fuite aurait pu compromettre l'échantillon de vapeurs sous la dalle;
- L'échantillon de vapeurs sous la dalle peut avoir été prélevé dans une zone moins contaminée plutôt que dans un « point chaud »; et/ou,
- Il existe un conduit (comme un puisard) qui permettrait aux vapeurs du sol d'affecter directement l'air intérieur.

Veuillez consulter CCME (2016a) pour de plus amples informations sur l'échantillonnage des vapeurs sous la dalle.



9.0 DONNÉES SUR L'AIR INTÉRIEUR

Des échantillons d'air intérieur peuvent être prélevés pour fournir une mesure directe de la qualité de l'air, soutenir l'évaluation de l'intrusion de vapeurs ou confirmer les prédictions des modèles d'intrusion de vapeurs tenant compte de leur incertitude. Comme cela est indiqué à la [section 5.3](#), si les concentrations dans l'air intérieur sont prédites en utilisant les FA fondés sur le modèle J&E et qu'elles sont au moins 10 fois inférieures aux recommandations de dépistage prudentes (voir la [section 10.3](#)), l'échantillonnage de l'air intérieur n'est pas requis. À l'inverse, lorsque la concentration prédite dans l'air intérieur est inférieure mais se situe dans un facteur de moins de 10 par rapport à la recommandation de dépistage prudente, l'air intérieur doit faire l'objet de surveillance.

Le document du CCME (2016a) fournit des conseils sur l'échantillonnage de l'air intérieur. Les deux principales limites de l'échantillonnage et de l'analyse de l'air intérieur sont les suivantes :

- 1) La variabilité (temporelle et spatiale) des concentrations dans l'air intérieur :
 - a. La variabilité temporelle est influencée par plusieurs facteurs, notamment le fonctionnement du bâtiment (p. ex., chauffage et ventilation) et les conditions météorologiques;
 - b. La variabilité spatiale est influencée par plusieurs facteurs, notamment la construction et la configuration du bâtiment (p. ex., emplacement et taille des pièces), la proximité de voies préférentielles de migration des vapeurs dans le bâtiment et le fonctionnement du bâtiment (p. ex., chauffage et ventilation).
- 2) Les sources de fond de substances chimiques volatiles dans l'air intérieur et dans l'air extérieur.

Notez que dans les maisons unifamiliales, la variabilité spatiale des concentrations dans l'air entre les pièces est moins importante que la variabilité temporelle pour l'ensemble de la maison. Des maisons ayant fait l'objet d'une surveillance intensive ont démontré une variabilité temporelle allant de 1 à 3 ordres de grandeur (Holton et al., 2013) et de 1 à 2 ordres de grandeur (Schumacher et al., 2015). Pour cette raison, le présent document recommande d'appliquer la valeur mesurée maximale pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine, à moins que des données suffisantes ne soient collectées pour étayer l'utilisation d'une autre statistique.

Des bâtiments sous surveillance intensive ont également fourni des informations importantes sur les facteurs saisonniers qui influencent les concentrations dans l'air intérieur. Par exemple, la surveillance d'une maison a indiqué une corrélation modérée statistiquement significative entre la différence de température intérieure et extérieure et les concentrations intérieures de solvants chlorés, avec des concentrations plus élevées mesurées au cours des mois d'hiver pendant la saison de chauffage (Lutes et al., 2017). Il y a également des preuves d'un effet possible du recouvrement par la neige pouvant entraîner des concentrations dans les vapeurs intérieures plus élevées (Lutes et al., 2017). Ces données et d'autres suggèrent que les pires conditions pour l'intrusion de vapeurs peuvent se produire pendant l'hiver et la saison de chauffage.

Cela étant dit, les facteurs affectant l'intrusion de vapeurs sont complexes et les conditions de la saison sans chauffage peuvent également être propices à l'intrusion de vapeurs. Par exemple, il peut y avoir, à la fin de l'été et au début de l'automne, un effet de cheminée solaire le soir, lorsque la chaleur résiduelle est stockée dans les bâtiments alors que les températures extérieures sont plus fraîches (US EPA, 2015c). Pendant les mois d'été secs, la nappe phréatique peut être plus basse, ce qui pourrait conduire à des concentrations plus élevées dans les vapeurs à la source (CCME, 2016a). Pour ces raisons, SC recommande d'effectuer l'échantillonnage de l'air intérieur sur plusieurs saisons afin d'évaluer de manière appropriée la variabilité temporelle associée à l'intrusion de vapeurs. Les recherches se poursuivent sur les facteurs affectant l'intrusion de vapeurs et des recommandations sont en cours d'élaboration pour améliorer les investigations sur l'intrusion de vapeurs fondées sur une approche par indicateurs, traceurs et substituts (Schuver et al., 2018).



L'enlèvement des sources potentielles de substances chimiques dans l'air intérieur comme les solvants, les peintures, les contenants de carburant, les nettoyeurs, etc., devrait précéder l'analyse de la qualité de l'air intérieur (CCME, 2016a). Notez cependant que si les substances chimiques stockées à l'intérieur ont été adsorbées ou absorbées dans les matériaux de construction et les meubles, la réduction de la concentration en fonction du temps liée à cette source secondaire peut être plus lente. Les études portant sur le développement d'un intervalle cohérent entre le retrait des sources et l'échantillonnage sont limitées. À titre provisoire, le présent document d'orientation recommande que l'échantillonnage de l'air intérieur ait lieu au moins trois jours et de préférence une semaine après le retrait des sources intérieures. Dans cette situation, il est également recommandé de comparer les données d'échantillonnage de l'air intérieur avec les données sur les vapeurs du sol ou les vapeurs sous la dalle afin d'évaluer la contribution de la contamination souterraine à la qualité de l'air intérieur.

La durée d'échantillonnage de l'air intérieur est généralement de 24 heures ou plus lorsque l'on considère des expositions résidentielles, en raison de variations diurnes et d'autres facteurs de variabilité temporelle. Les échantillons de moins de 8 heures ne sont pas recommandés pour la caractérisation de l'air intérieur résidentiel. Pour les expositions commerciales, une durée d'échantillonnage représentative de 8 heures est préférée. Des considérations propres au site peuvent justifier des durées d'échantillonnage plus courtes ou plus longues (CCME, 2016a). Lors de l'évaluation des expositions dans des bâtiments commerciaux, la durée d'échantillonnage est généralement fixée de manière à correspondre approximativement au temps durant lequel les gens sont sur le lieu de travail. Cependant, si des données supplémentaires sur les conditions du bâtiment sont préférées ou indiquées, la durée d'échantillonnage peut être modifiée.

L'échantillonnage doit être effectué plus d'une fois, de préférence pendant deux saisons différentes, et à nouveau l'année suivante au cours de la même saison qui a donné les concentrations les plus élevées. Le présent document d'orientation recommande de coupler les échantillons d'air intérieur avec des échantillons de vapeur sous la dalle ou des échantillons de vapeurs du sol suffisamment profonds prélevés sous ou à proximité du bâtiment testé, car cela permettra de mieux comprendre le potentiel d'intrusion de vapeurs. Pour les bâtiments de plus grande taille, la stratégie d'échantillonnage de l'air intérieur doit prendre en compte le type/le fonctionnement du système de CVC et la connectivité de la ventilation entre les pièces. Si différentes sections du bâtiment sont cloisonnées ou ont des systèmes de ventilation séparés, l'échantillonnage de chaque zone est justifié.

Les conditions dans lesquelles les échantillons d'air intérieur sont prélevés doivent correspondre aux conditions typiques ou normales susceptibles de se produire (p. ex., fenêtres et portes fermées). L'échantillonnage ne doit pas être effectué lorsque le vent est inhabituellement fort pour la région, ou après une période de précipitations anormalement fortes. Dans les maisons canadiennes, les niveaux de contaminants dans l'air intérieur peuvent être plus faibles pendant les mois d'été en raison d'une ventilation accrue (p. ex., portes et fenêtres ouvertes), ce qui peut être pertinent pour l'intrusion de vapeurs (ou la capacité de la détecter).

Lorsqu'un échantillonnage de l'air intérieur est effectué, les conditions météorologiques ambiantes pendant les quelques jours précédant l'échantillonnage doivent être notées (pluie, température, changements de pression atmosphérique, vitesse du vent, couverture de neige, etc.). Les sources intérieures et extérieures de CPP volatils doivent être documentées, et il faut indiquer si les sources intérieures ont été retirées ou non avant l'échantillonnage. Si les sources intérieures ont été retirées, le moment de leur retrait par rapport aux campagnes d'échantillonnage doit être noté. La présence de sources intérieures ou extérieures de CPP volatils n'est pas une justification suffisante pour écarter les concentrations dans l'air intérieur susceptibles de poser un risque lorsqu'on les compare aux VTR pour la voie d'inhalation.

Veuillez consulter le chapitre 8 du document du CCME (2016a) pour plus d'informations sur l'échantillonnage de l'air intérieur.



10.0 CRITÈRES DE DÉPISTAGE POUR LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS

Comme le montre la [figure 2.1](#), des critères de dépistage fondés sur la santé peuvent être utilisés pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine. Les sections ci-dessous décrivent les différents critères disponibles à cette fin.

10.1 DÉPISTAGE À L'AIDE DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SOLS ET DES EAUX SOUTERRAINES

Lorsque l'on a recours aux recommandations pour la qualité des sols et des eaux souterraines pour évaluer la voie de l'intrusion de vapeurs, le fondement de chaque recommandation doit être vérifié pour confirmer que la voie de l'intrusion de vapeurs a été incluse dans le calcul de la recommandation. Ces recommandations n'ont pas toutes été établies pour protéger par rapport à cette voie. Dans les cas où les recommandations ne protègent pas à l'égard de la voie de l'intrusion de vapeurs ou s'il n'y a pas de recommandations disponibles pour les CPP visés, l'évaluateur doit procéder à une évaluation des substances volatiles détectées dans le sol et les eaux souterraines dans le cadre d'une ÉRSR.

Certaines recommandations pour la qualité de l'environnement sont élaborées de manière à inclure la voie de l'intrusion des vapeurs du sol (p. ex., des recommandations visant la protection de la qualité de l'air intérieur sont disponibles dans certaines recommandations pour la qualité des sols [RQS] du CCME). Les RQS du CCME visant la protection de la qualité de l'air intérieur doivent être évaluées afin de s'assurer de leur applicabilité pour le site avant de les utiliser pour dépister les CPP volatils. Le « Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux souterraines pour utilisation sur les sites contaminés » (CCME, 2015), utilisé pour élaborer les recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines (PASC, 2016), tient également compte de la voie d'inhalation des vapeurs. Puisque le modèle J&E est utilisé pour élaborer ces recommandations pour la qualité de l'environnement qui protègent d'une exposition par intrusion de vapeurs, les facteurs d'exclusion qui s'appliquent au modèle (voir la [section 7.1](#)) doivent être pris en compte avant d'appliquer ces recommandations sur un site. Si des conditions du site empêchent l'utilisation du modèle J&E, les recommandations génériques ne doivent pas être appliquées et d'autres sources de données (p. ex., vapeurs sous la dalle ou air intérieur) doivent être examinées pour appuyer l'évaluation de l'intrusion de vapeurs.

En l'absence de recommandations du CCME pour une substance particulière, des recommandations ou des normes provinciales ou territoriales fondées sur la santé humaine peuvent être utilisées, avec les ajustements appropriés au besoin. Lorsqu'aucune administration canadienne n'a établi un tel critère fondé sur la santé humaine pour une substance chimique particulière, des critères établis par d'autres administrations, comme l'Agence de la protection de l'environnement des États-Unis (US EPA), peuvent être utilisés (SC, 2021a).



10.2 DÉPISTAGE À L'AIDE DES RECOMMANDATIONS POUR LES VAPEURS DU SOL

Les concentrations dans les vapeurs du sol prédites ou mesurées peuvent être comparées aux recommandations sur les vapeurs du sol établies à l'aide du protocole du CCME (2014), en tenant compte des exigences ou des considérations suivantes :

- Élaboration d'un MCS propre au site, conformément à la [section 3](#) du présent document d'orientation, et respectant les exigences minimales en matière de données décrites dans la [section 7.2](#).
- Conformément aux orientations du CCME (2016a), et tel que décrit à la [section 7.2.2](#), les échantillons de vapeurs du sol doivent être prélevés près de la source de contamination, à une profondeur égale à au moins la moitié de la distance entre la base de la fondation du bâtiment et la source de contamination (en évitant les échantillons de vapeurs du sol à faible profondeur à moins de 1 m sous la surface du sol ou la fondation du bâtiment).
- Comme le Q_{sol} pour les sols à grains grossiers est très proche de celui utilisé dans le présent document pour calculer les FA fondés sur le modèle J&E, seules les recommandations concernant les vapeurs des sols à grains grossiers doivent être utilisées pour les sites fédéraux contaminés, même si le sol est déterminé comme étant à grains fins.
- Les FA dans le document CCME (2014) sont destinés aux sites où il n'y a pas de LPNA. Le présent document d'orientation précise les paramètres d'utilisation des FA lorsqu'un LPNA est présent (voir la [section 7.3](#)).
- Un FAB > 100 n'est recommandé sur aucun site.

10.3 APPLICATION DES CRITÈRES DE DÉPISTAGE POUR L'AIR INTÉRIEUR

Afin de déterminer si la voie de l'intrusion de vapeurs est susceptible de poser des risques pour la santé humaine, comparez les concentrations mesurées ou modélisées dans l'air intérieur aux niveaux de dépistage appropriés fondés sur la santé et publiés par un organisme de réglementation, comme indiqué dans cette section.

10.3.1 CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR

Les concentrations mesurées ou modélisées dans l'air intérieur résidentiel peuvent être examinées à l'aide de critères de qualité de l'air intérieur résidentiel, la priorité étant accordée aux *Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel* (LDQAIR; SC, 2022) et aux *Niveaux de référence dans l'air intérieur* (NRAI; SC, 2018) établis par SC. Les LDQAIR et les NRAI sont élaborés en supposant une exposition continue à long terme (24 heures par jour, 7 jours par semaine, sur plusieurs mois ou années), comme il convient pour un milieu résidentiel. Dans le cas d'un milieu de travail, tel qu'un immeuble de bureaux, les limites résidentielles peuvent être appliquées comme des valeurs de dépistage prudentes, ou peuvent être ajustées pour la durée d'une semaine normale de travail (10 heures par jour, 5 jours par semaine). Cependant, le présent document d'orientation ne recommande pas de procéder à des ajustements supplémentaires pour tenir compte d'autres scénarios d'exposition (c.-à-d., exposition saisonnière ou occasionnelle), à moins qu'une analyse détaillée propre à la substance ne soit effectuée pour justifier l'approche (voir SC [2013] et SC [2021a] concernant l'exposition [non chronique]. En l'absence de LDQAIR ou de NRAI, les VTR (c.-à-d., les concentrations tolérables [CT] ou les coefficients d'excès de risque unitaire [CERU]_i par inhalation) de SC (2021b) peuvent être utilisées, comme indiqué ci-dessous.



Les LDQAIR, les NRAI et les VTR (pour la voie de l'inhalation) chroniques pour les substances à seuil d'effet représentent des niveaux associés à des expositions à long terme en deçà desquels aucun effet nocif sur la santé n'est attendu. SC (2017) fournit des conseils sur l'évaluation de la qualité de l'air, qui complètent les conseils de ce document et doivent être utilisés dans l'évaluation des concentrations dans l'air dans une ÉRSR. Dans le cas où une concentration dans l'air intérieur spécifique à la voie d'intrusion de vapeur est modélisée, et qu'aucune autre source de la substance dans l'air intérieur ou dans d'autres milieux n'est prise en compte, SC (2017) recommande qu'une valeur cible par défaut de 20 % soit appliquée à la VTR des substances seuils comme facteur de répartition. De plus, dans les cas où la concentration dans l'air intérieur est mesurée directement, certaines sources de fond (p. ex., infiltration d'air extérieur, émissions des matériaux de construction ou des produits de consommation) seront reflétées dans cette mesure, en plus de la contribution potentielle de l'intrusion de vapeurs. Cependant, cela ne prendrait toujours pas en compte l'exposition potentielle par le sol, l'eau potable ou les aliments. À moins que l'estimation de l'exposition ne puisse tenir compte de toutes les sources potentielles, la valeur cible par défaut de 20 % de la VTR (ou LDQAIR, NRAI) doit être appliquée comme concentration de dépistage.

Les NRAI et les VTR par inhalation basés sur des effets cancérigènes sans seuil peuvent être retenus pour comparaison avec les concentrations mesurées et modélisées, sans ajustement pour tenir compte de sources supplémentaires (c.-à-d., aucune application de facteur de répartition). Ces valeurs correspondent à un risque additionnel de cancer à vie de 1 sur 100 000.

Pour les sites comportant des bâtiments non résidentiels, ou pour les substances pour lesquelles il n'existe pas de critères de qualité de l'air intérieur résidentiel, les concentrations mesurées ou prédites dans l'air intérieur peuvent être comparées à une concentration calculée de dépistage dans l'air intérieur pour la protection de la santé humaine (CDA_{SH} ; décrite dans SC [2017]) ou à des critères d'autres administrations en fournissant la justification scientifique à l'appui de leur utilisation.

10.3.2 CALCUL DES CONCENTRATIONS DE DÉPISTAGE DANS L'AIR INTÉRIEUR POUR LA PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE (CDA_{SH})

Contrairement aux substances chimiques présentes dans le sol et l'eau, pour lesquelles des critères environnementaux pour protéger la santé humaine sont souvent disponibles auprès du CCME ou des autorités provinciales, il existe relativement peu de substances chimiques pour lesquelles des directives fédérales sur la qualité de l'air ont été établies. En l'absence de critères fédéraux, une concentration de dépistage dans l'air (CDA_{SH}) peut être calculée à l'aide d'une VTR pour la voie d'inhalation. La méthode de calcul d'une CDA_{SH} est fournie à l'annexe A du *Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la qualité de l'air* de SC (2017); ce document d'orientation doit être consulté pour obtenir davantage d'informations sur l'application des CDA_{SH} . Toutes les hypothèses et limitations associées au calcul et à l'application d'une CDA_{SH} et toutes les informations utilisées dans les calculs doivent être fournies dans le rapport, avec une justification scientifique à l'appui, pour permettre un examen technique.



10.4 UTILISATION DES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION EN MILIEU DE TRAVAIL

Il est généralement considéré comme inacceptable d'utiliser des valeurs limites d'exposition (VLE) élaborées pour des expositions en milieu de travail à titre de VTR pour l'évaluation des risques pour le grand public. Bien que les VLE soient fondées sur des principes toxicologiques, les procédures utilisées pour élaborer les VLE pour la protection obligatoire des travailleurs adultes dans les milieux de travail fédéraux sont distinctes de celles utilisées pour établir les VTR. Les VLE présument généralement que les travailleurs adultes en bonne santé (et qui ont accès à des informations sur la santé et la sécurité des travailleurs, à la formation et aux équipements de protection individuelle appropriés) sont les personnes qui doivent être protégées, alors que les VTR doivent prendre en compte la protection du grand public, y compris les jeunes, les femmes en âge de procréer et les personnes âgées. En outre, les VLE ne considèrent généralement pas les expositions survenant sur une base continue (24 heures par jour) ou pendant la vie entière. Elles représentent plutôt les « conditions auxquelles, selon l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH®), la plupart des travailleurs peuvent être exposés de manière répétée sans effet néfaste », généralement pour une semaine de travail de 40 heures et pour une exposition répétée pendant toute la vie professionnelle. Dans certaines situations, il peut s'avérer nécessaire d'extrapoler des informations provenant des milieux de travail pour obtenir des VTR pour le grand public. Cela se fait toujours au cas par cas; veuillez consulter SC (2010b) pour plus d'informations à ce sujet.



11.0 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE POUR LA VOIE DE L'INTRUSION DE VAPEURS

Comme le montre la [figure 2.1](#), une ÉRSH peut être effectuée pour évaluer les risques potentiels pour la santé humaine. Les documents d'orientation de SC sur l'ÉQPR et l'ÉQDR (SC, 2021a; 2010b) sont les principales références pour la réalisation des ÉRSH pour les sites contaminés fédéraux. L'information fournie dans cette section a trait à la caractérisation des risques posés par l'inhalation de vapeurs chimiques dans l'air intérieur provenant d'une contamination souterraine. Selon les particularités propres au site, cette caractérisation des risques peut être effectuée de manière indépendante pour la voie de l'intrusion de vapeurs ou dans le cadre d'une ÉRSH plus vaste évaluant les risques potentiels pour la santé humaine liés à de multiples voies d'exposition.

La caractérisation des risques est l'étape d'une ÉRSH au cours de laquelle les données d'exposition et de toxicité sont comparées, comme cela est expliqué dans les documents de SC sur l'ÉQPR et l'ÉQDR (SC, 2021a; 2010b). Les risques pour la santé associés à la voie de l'intrusion de vapeurs peuvent être évalués en calculant un quotient de danger (QD, remplace dorénavant le terme équivalent « indice de risque » [IR] dans les documents d'orientation de SC) pour les substances agissant par un mode d'action à seuil, ou un risque additionnel de cancer (RAC) à vie pour les substances sans seuil d'action (p. ex., certains cancérogènes génotoxiques). Le calcul utilise des concentrations mesurées ou modélisées dans l'air intérieur et des VTR appropriées. Veuillez consulter SC (2021b) pour plus d'informations sur les VTR. L'ÉRSH devrait fournir des estimations des risques pour la santé humaine pour la partie ou les parties d'un bâtiment les plus touchées.

Pour les substances avec un mode d'action à seuil, lorsque seule l'exposition liée au site a été évaluée dans l'ÉRSH, un $QD \leq 0,2$ peut être considéré comme représentant un risque « négligeable » (c.-à-d., acceptable) sur les sites contaminés fédéraux, conformément aux orientations de SC (2010b; 2021a). Un $QD \leq 1$ peut être considéré comme un niveau de risque négligeable (ou acceptable) lorsque toutes les voies d'exposition, y compris l'exposition sur le site et l'exposition de fond, ont été prises en compte (SC, 2021a; 2010b). Pour les substances avec un mode d'action sans seuil, un RAC à vie ≤ 1 sur 100 000 (1×10^{-5}) est considéré comme un risque pour la santé « essentiellement négligeable » sur les sites contaminés fédéraux (SC, 2021a; 2010b).

11.1 EXPOSITION À DES MÉLANGES DE SUBSTANCES CHIMIQUES

L'ÉRSH d'une exposition combinée à de multiples substances chimiques est généralement menée en fonction d'une hypothèse d'additivité lorsqu'il y a des effets similaires sur un même organe cible.

Pour une exposition simultanée à des CPP identifiés comme ayant des effets à seuil similaires sur les mêmes organes cibles, les QD doivent être présumés additifs pour ces substances. Les effets à seuil sur la santé d'une exposition à de tels CPP seront jugés négligeables si le QD total est $\leq 0,2$ ou, lorsque les expositions de fond sont aussi prises en considération, si le QD total est ≤ 1 . Tous les autres CPP qui affectent des organes cibles différents peuvent être évalués individuellement.



Pour les effets cancérigènes sans seuil, les RAC à vie associés à l'exposition à de multiples substances devraient être additionnés lorsque ces substances provoquent des effets similaires sur le même organe cible. Les substances cancérigènes qui agissent sur des organes cibles différents peuvent être évaluées séparément. Pour les sites contaminés fédéraux, le risque de cancer sera jugé « essentiellement négligeable » si la valeur estimée du RAC total à vie est ≤ 1 sur 100 000 (1×10^{-5}) (SC, 2021a).

11.2 EXPOSITIONS DE COURTE DURÉE

Certains sites ne sont pas fréquentés sur une base continue comme dans un cadre résidentiel ou commercial/industriel tel que défini par le CCME (2006). Pour les sites qui ne sont pas fréquemment visités, veuillez consulter l'annexe D du guide d'orientation sur l'ÉQPR (SC, 2021a), le guide sur l'ÉQDR (SC, 2010b), le guide d'orientation pour l'évaluation de l'exposition aux substances cancérigènes (SC, 2013), de même que la littérature publiée (p. ex., Haber et al., 2016), pour des renseignements sur l'évaluation des expositions non chroniques. L'amortissement de l'exposition n'est pas recommandé à moins qu'il soit appuyé par une justification propre à la substance. La complexité de l'évaluation de l'exposition de courte durée pourrait ne pas être compatible avec l'ÉQPR et une évaluation plus détaillée des risques est généralement justifiée, tel que décrit dans SC (2021a).

11.3 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX MASSIQUE

Lorsqu'il n'y a qu'une source de contamination dissoute et aucun LPNA, une vérification du flux massique peut être effectuée dans le cadre d'une ÉRSR propre au site et les données doivent être fournies dans le rapport pour permettre un examen technique. Les FA fondés sur le modèle J&E fournis dans le [tableau 7.1](#) ont été calculés en supposant une masse infinie (non dégradable) de substances chimiques présentes sous le bâtiment (c.-à-d., que les considérations de flux massique n'ont pas été prises en compte) (Voir [l'annexe A, section A3.5](#)).



12.0 ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE

L'évaluation de l'incertitude doit porter sur tous les aspects de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs et de l'ÉRSH, comme cela est indiqué dans SC (2010b). L'identification des incertitudes permet une compréhension globale des risques potentiels sur le site, la transparence de l'ÉRSH et le développement de stratégies de gestion des risques appropriées. Cette composante essentielle de l'ÉRSH doit être approfondie et fondée sur des preuves scientifiques.

L'évaluation de l'incertitude met en contexte les résultats de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs et permet un examen détaillé des risques potentiels pour la santé humaine sur la base des sources de données évaluées. Cela peut également permettre d'établir si des travaux supplémentaires s'imposent pour réduire les incertitudes ou combler les lacunes dans les données. Cette étape est importante dans le processus de prise de décision concernant toute action future relative à un site contaminé.

Toutes les incertitudes ou variabilités associées aux différentes composantes de l'évaluation de l'intrusion de vapeurs doivent être décrites, y compris leur impact potentiel sur la prédiction des risques potentiels pour la santé humaine. Les incertitudes ou les lacunes dans les données qui peuvent avoir un effet significatif sur les résultats de l'ÉRSH doivent être soulignées.

Certaines questions clés pour aider à l'évaluation de l'incertitude incluent, mais ne sont pas limitées à :

- Les mesures ou prédictions de la qualité de l'air intérieur sont-elles cohérentes avec le MCS et pour les différents milieux environnementaux?
- La qualité et la quantité des données environnementales du site respectent-elles les recommandations du présent document d'orientation, et reflètent-elles la complexité du site?
- Existe-t-il des facteurs d'exclusion ayant pour effet d'invalider l'utilisation du modèle J&E et des FA fondés sur le modèle J&E?
- La variabilité spatiale et temporelle a-t-elle été pleinement évaluée?
- Y a-t-il des lacunes dans les données qui devraient être traitées dans une ÉRSH propre au site plus détaillée, ou des données supplémentaires sur le site sont-elles nécessaires pour caractériser plus adéquatement le site et les risques potentiels pour la santé humaine?
- Y a-t-il des facteurs ou des hypothèses pouvant mener à une surestimation ou une sous-estimation des risques associés à la voie de l'intrusion de vapeurs?
- L'incertitude globale de l'ÉRSH nécessiterait-elle qu'un échantillonnage supplémentaire soit réalisé dans le temps pour mieux délimiter la contamination, et comment cela devrait-il influencer la prise de décision (c.-à-d., une surveillance à long terme et/ou une gestion des risques est-elle requise)?

Compte tenu de l'incertitude inhérente à l'évaluation de l'intrusion de vapeurs et à l'échantillonnage sur les sites contaminés, l'évaluateur des risques devrait clairement indiquer si l'ÉRSH est basée sur des données limitées ou inadéquates. La qualité et la représentativité des données environnementales (incluant les conditions du site et les scénarios d'exposition) doivent être soigneusement examinées. La confiance dans l'ÉRSH est plus élevée lorsque les données de plus d'un milieu environnemental indiquent des risques négligeables pour la santé. Compte tenu de la nature de l'échantillonnage et de la modélisation prédictive, il ne faudrait pas s'appuyer sur les données d'un seul milieu (pas même de l'air intérieur) pour cerner entièrement le potentiel d'intrusion de vapeurs et les risques pour la santé humaine.

Les exemples fournis dans le présent document d'orientation sont présentés à titre indicatif uniquement, et ne constituent pas une liste exhaustive des incertitudes qu'il convient de prendre en considération. Veuillez consulter CCME (2016a) pour de l'information supplémentaire à ce sujet.

13.0 RÉFÉRENCES

- Abreu LDV, Johnson PC. 2005. Effect of vapour source-building separation and building construction on soil vapour intrusion as studied with a three dimensional model. *Environmental Science and Technology* 39(12): 4500–4561.
- Abreu LDV, Johnson PC. 2006. Simulating the effect of aerobic biodegradation on soil vapor intrusion into buildings: Influence of degradation rate, source concentration, and depth. *Environmental Science and Technology* 40(7): 2304–2315.
- Abreu LDV, Ettinger R, McAlary T. 2009. Simulated soil vapor intrusion attenuation factors including biodegradation for petroleum hydrocarbons. *Ground Water Monitoring & Remediation* 29(1): 105–117.
- American Petroleum Institute (API). 2005. Collecting and Interpreting Soil Gas Samples from the Vadose Zone: A Practical Strategy for Assessing the Subsurface Vapour-to-Indoor-Air Migration Pathway at Petroleum Hydrocarbon Sites. Regulatory Analysis and Scientific Affairs. API Publication Number 4741. Novembre 2005.
- American Society for Testing and Materials. 1995. Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites. ASTM Standard E1739-95. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- British Columbia Ministry of Environment and Climate Change Strategy (BC MECCS). 2017a. Protocol 22 for Contaminated Sites. Application of Vapour Attenuation Factors to Characterize Vapour Contamination. Version 1.0, Novembre 2017. Disponible à : https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/protocols/protocol_22.pdf
- BC MECCS. 2017b. Technical Guidance 4 on Contaminated Sites. Vapour Investigation and Remediation. Version 2, 1^{er} novembre 2017. Disponible à : <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/tg04.pdf>
- Borden RC, Bedient PB. 1986. Transport of dissolved hydrocarbons influenced by oxygen-limited biodegradation. 1. Theoretical development. *Water Resource Research* 22(13): 1973–1982.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2014. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain. PN 1532. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME. 2015. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux souterraines pour utilisation sur les sites contaminés. PN 1534. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME. 2016a. Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Volume 1 Orientations. PN 1552. CCME, Winnipeg, MB.
- CCME. 2016b. Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Volume 3 Modes opératoires recommandés. PN 1556. CCME, Winnipeg, MB.
- Davis GB, Patterson BM, Trefry MG. 2009. Evidence for instantaneous oxygen-limited biodegradation of petroleum hydrocarbon vapors in the subsurface. *Groundwater Monitoring & Remediation* 29(1): 126–137.



- DeVaull GE, Ettinger RA, Salanitro JP, Gustafson JB. 1997. Benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes (BTEX) degradation in vadose zone soils during vapor transport: First order rate constants. Dans *Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference: Prevention, Detection, and Remediation*, 12 au 14 novembre, 1997, Houston, TX. Ground Water Publishing Company, Westerville, Ohio, 365–379.
- DeVaull GE. 2007. Indoor vapor intrusion with oxygen-limited biodegradation for a subsurface gasoline source. *Environmental Science and Technology* 41(9): 3241–3248.
- DeVaull GE. 2011. Biodegradation rates for petroleum hydrocarbons in aerobic soils: A summary of measured data. In *Presentations at the International Symposium on Bioremediation and Sustainable Environmental Technologies*, Reno, NV. June 27–30, 2011. Association for Environmental Health and Sciences Foundation, Amherst, MA.
- Fischer ML, Bentley AJ, Dunkin KA, Hodgson AT, Nazaroff WW, Sextro RG, Daisey JM. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environmental Science and Technology* 30(10): 2948–2957.
- Fitzpatrick NA, Fitzgerald JJ. 2002. An evaluation of vapor intrusion into buildings through a study of field data. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 11(4): 603–623.
- Golder Associates Ltd. 2008. Evaluation of vadose zone biodegradation of petroleum hydrocarbons: Implications for vapour intrusion guidance.
- Government of Alberta. 2021. Occupational Health and Safety Code. Alberta Regulation 87/2009.
- Haber LT, Sandhu R, Li-Muller A, Mohapatra A, Petrovic S, Meek ME. 2016. Framework for human health risk assessment of noncancer effects resulting from short-duration and intermittent exposures to chemicals. *J Appl Toxicol* 36 (9): 1077–1089.
- Hers I, Atwater J, Li L, Zapf-Gilje R. 2000. Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours. *Journal of Contaminant Hydrology* 46(3-4): 233–264.
- Hers I, Jourabchi P, Lahvis MA, Dahlen P, Luo EH, Johnson P, DeVaull GE, Mayer KU. 2014. Evaluation of seasonal factors on petroleum hydrocarbon vapor biodegradation and intrusion potential in a cold climate. *Groundwater Monitoring & Remediation* 34(4): 60–78.
- Hodgson AT, Garbesi K, Sextro RG, Daisey JM. 1992. Soil-Gas Contamination and Entry of Volatile Organic Compounds into a House Near a Landfill. *Journal of the Air & Waste Management Association* 42(3): 277–283.
- Holton C, Luo H, Dahlen P, Gorder K, Dettenmaier E, Johnson PC. 2013. Temporal variability of indoor air concentrations under natural conditions in a house overlying a dilute chlorinated solvent groundwater plume. *Environmental Science & Technology* 47(23): 13347–13354.
- Huesemann MH. 1994. Guidelines for land-treating petroleum hydrocarbon-contaminated soils. *Soil and Sediment Contamination* 3(3): 299–318.
- Hugdahl M. 2009. British Columbia Environmental Laboratory Quality Assurance Advisory Committee (BCELQAAC) Technical Recommendations to BC Ministry of Environment for Vapour Standards. BC Soil Vapour Forum, 8 juillet 2009.



Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2014. Petroleum Vapor Intrusion: Fundamentals of Screening, Investigation, and Management. Interstate Technology & Regulatory Council, Petroleum Vapor Intrusion Team, Washington, DC. Disponible à : www.itrcweb.org/PetroleumVI-Guidance

ITRC. 2018. Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL) Documents – LNAPL-3: LNAPL Site Management: LNAPL Conceptual Site Model (LCSM) Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies. Mars 2018. Disponible à : <https://lnapl-3.itrcweb.org>

ITRC. Vapour Intrusion Mitigation webpage: [https://clu-in.org/issues/default.focus/sec/Vapor Intrusion/cat/Mitigation](https://clu-in.org/issues/default.focus/sec/Vapor+Intrusion/cat/Mitigation)

Johnson PC, Ettinger R. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology* 25(8): 1445–1452.

Johnson PC, Kemblowski MW, Johnson R. 1999. Assessing the significance of subsurface contaminant vapor migration to enclosed spaces: Site-specific alternatives to generic estimates. *Soil and Sediment Contamination* 8(3): 389–421.

Johnson PC, Holton C, Luo EH, Guo Y, Dahlen P, Gorder K, Dettenmaier E. 2013. Multi-year monitoring of a house over a dilute CHC plume: Implications for pathway assessment using indoor air sampling and forced under-pressurization tests. *23rd Annual International Conference on Soil, Water, Energy, and Air*. Association of Environmental Health and Sciences (AEHS). San Diego. Mars 2013.

Jones VT, Agostino PN. 1998. Case Studies of Anaerobic Methane Generation at a Variety of Hydrocarbon Fuel Contaminated Sites. National Ground Water Association 1998 Petroleum Hydrocarbon and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection, and Remediation.

Kansas Department of Health and Environment (DHE). 2016. Kansas Vapor Intrusion Guidance. Août 2016. Kansas DHE, Division of Environment, Bureau of Environmental Remediation.

Knight JH, Davis GB. 2013. A conservative vapour intrusion screening model of oxygen-limited hydrocarbon vapour biodegradation accounting for building footprint size. *Journal of Contaminant Hydrology* 155: 46–54.

Lahvis MA, Hers I, Davis RV, Wright J, DeVaul GE. 2013. Vapor intrusion screening at petroleum UST sites. *Groundwater Monitoring & Remediation* 33(2): 53–67.

Lowell PS, Eklund B. 2004. VOC emission fluxes as a function of lateral distance from the source. *Environmental Progress* 23(1): 52–58.

Lundegard PD, Sweeney RE, Ririe GT. 2010. Soil Gas Methane at Petroleum Contaminated Sites: Forensic Determination of Origin and Source. *Environmental Forensics* 1(1):3–10.

Luo H, Dahlen P, Johnson PC, Peargin T, Creamer T. 2009. Spatial variability of soil-gas concentrations near and beneath a building overlying shallow petroleum hydrocarbon-impacted soils. *Ground Water Monitoring & Remediation* 29(1): 81–91.

Lutes C, Johnson P, Truesdale R. 2013. Comparison of Sun Devil and Indianapolis Studies. Présentation à l'AEHS Westcoast Conference, San Diego, 15 au 18 mars.

Lutes C, Kurtz J, Holton C, Truesdale R. 2017. Indicators, Tracers and Surrogates—Why Use Them, Probability Analysis, Definitions and Examples. Présentation à l'US EPA Work Shop, AEHS Conference, San Diego, 22 mars.



- Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP). 2016. Vapor Intrusion Guidance: Site Assessment, Mitigation and Closure. Octobre 2016.
- McAlary TA, Nicholson PJ, Yik LK, Bertrand DM, Thrupp G. 2010. High purge volume sampling—a new paradigm for subslab soil gas monitoring. *Ground Water Monitoring & Remediation* 30(2): 73–85.
- McHugh T, Beckley L, Sullivan T, Lutes C, Truesdale R, Uppencamp R, Cosky B, Zimmerman JH, Schumacher B. 2017. Evidence of a sewer vapor transport pathway at the USEPA vapor intrusion research duplex. *Science of the Total Environment* 598: 772–779.
- McHugh T, Beckley L. 2018. Final Report: Sewers and Utility Tunnels as Preferential Pathways for Volatile Organic Compound Migration into Buildings: Risk Factors and Investigation Protocol. Department of Defense Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP) Project ER-201505.
- Mendoza CA. 1995. Conceptual Models and Effective Transport Parameters for Long-Term Vapour Transport in Heterogeneous Unsaturated Media. Présentation à Solutions '95 IAH International Congress, 5 au 9 juin 1995, Edmonton, AB.
- Michigan Department of Environmental Quality (DEQ). 2013. Guidance Document for the Vapor Intrusion Pathway. Mai 2013. Michigan DEQ, Remediation and Development Division.
- Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs (MEPNP) de l'Ontario, 2021. Draft Technical Guidance for Soil Vapour Intrusion Assessment. Janvier 2021.
- New Jersey Department of Environmental Protection (NJDEP). 2018. Vapor Intrusion Technical Guidance, Version 4.1. Janvier 2018. NJDEP, Site Remediation and Waste Management Program.
- Occupational Safety and Health Administration (OSHA). 1995. Confined and Enclosed Spaces and Other Dangerous Atmospheres in Shipyard Employment. Precautions and the order of testing before entering confined and enclosed spaces and other dangerous atmospheres. Disponible à : [www.osha.gov/laws-regs/regulations/standardnumber/1915/1915.12#1915.12\(a\)](http://www.osha.gov/laws-regs/regulations/standardnumber/1915/1915.12#1915.12(a))
- OSHA. 1994. Confined and Enclosed Spaces and Other Dangerous Atmospheres in Shipyard Employment. Scope, application, and definitions applicable to this subpart. Disponible à : www.osha.gov/laws-regs/regulations/standardnumber/1915/1915.11
- Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2016. Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines sur les sites contaminés fédéraux. Version 4. Juin 2016.
- PASCf. 2022. Document d'orientation sur la gestion des liquides légers en phase non aqueuse (LLPNA) dans les sites contaminés fédéraux. Version 1.0. Disponible à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/eccc/En14-504-2022-fra.pdf
- Patterson BM, Davis GB. 2009. Quantification of vapor intrusion pathways into a slab-on-ground building under varying environmental conditions. *Environmental Science and Technology* 43(3): 650–656.
- Pennsylvania Department of Environmental Protection (PADEP). 2019. Land Recycling Program Technical Guidance Manual. Janvier 2019. PADEP, Bureau of Environmental Cleanup and Brownfields.
- Reichman R, Roghani M, Willett EJ, Shirazi E, Pennell KG. 2017. Air exchange rates and alternative vapor entry pathways to inform vapor intrusion exposure risk assessments. *Reviews on Environmental Health* 32 (1-2): 27–33.



Ririe GT, Sweeney RE, Daugherty SJ. 2002. A comparison of hydrocarbon vapor attenuation in the field with predictions from vapor diffusion models. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 11(4): 529–554.

Roggemans S, Bruce CL, Johnson PC, Johnson RL. 2001. Vadose zone natural attenuation of hydrocarbon vapors: An empirical assessment of soil gas vertical profile data. American Petroleum Institute (API) Soil and Groundwater Research Bulletin No. 15. Décembre 2001. Washington, DC.

Santé Canada (SC). 2010a. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2010b. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR_{CHIM}). Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

SC. 2013. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.

SC. 2017. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés à la qualité de l'air, version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2018. Niveaux de référence dans l'air intérieur liés à l'exposition chronique aux composés organiques volatils : Document de synthèse. Disponible à : www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/niveaux-referance-air-interieur-lies-exposition-chronique-composes-organiques-volatils.html

SC. 2021a. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR), version 3.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2021b. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Valeurs toxicologiques de référence (VTR), version 3.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.

SC. 2022. Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel. Disponible à : www.canada.ca/fr/sante-canada/services/qualite-air/lignes-directrices-qualite-air-interieur-residentiel.html

Schumacher B, Zimmerman JH, Lutes C, Cosky B, Truesdale R, Norberg R. 2015. ORD VI-Research Duplex and Wheeler Building, Indianapolis - Summary of Evidence to Date: Temporal Variability in Long-term Mitigation Performance and Before Mitigation: What Causes It? Présenté à la 25^e Annual International Conference on Soil, Water, Energy and Air, San Diego, CA, 23 au 26 mars 2015.

Schuver HJ, Lutes C, Kurtz J, Holton C, Truesdale RS. 2018. Chlorinated vapor intrusion indicators, tracers, and surrogates (ITS): Supplemental measurements for minimizing the number of chemical indoor air samples— Part 1: Vapor intrusion driving forces and related environmental factors. *Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques* 28(3): 7–31.

Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia (SABCS BC). 2005. *Report on Screening Level Risk Assessment SLRA Level 1 and SLRA Level 2*. Préparé par le SABCS BC pour le ministère de l'Environnement, Victoria, BC. Août 2005. Disponible à : www.sabcs.chem.uvic.ca/docs.html

Tillman FD Jr, Weaver JW. 2007. Temporal moisture content variability beneath and external to a building and the potential effects on vapour intrusion risk assessment. *Science of the Total Environment* 379(1): 1–15.

UK Energy Institute. 2011. *Introductory Guidance on Petroleum Hydrocarbon Soil Vapour Assessment*. Londres, Angleterre. Disponible à : <http://publishing.energyinst.org/data/assets/file/0004/6934/Introductory-guidance-on-petroleum-hydrocarbon-soil-vapour-assessment.pdf>

UK Energy Institute. 2013. *Soil Vapour Protocol for Assessing Hydrocarbon Sites in the United Kingdom*. Londres, Angleterre. Disponible à : <http://publishing.energyinst.org/publication/ei-technical-publications/environment/refinery-emissions/soil-vapour-protocol-for-assessing-hydrocarbon-sites-in-the-united-kingdom>

United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1995. *Manual: Bioventing Principles and Practice. Volume I: Bioventing Principles*. US EPA, Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/540/R-95/534a. Septembre 1995.

US EPA. 1996a. *Soil Screening Guidance: User's Guide*. Publication 9355.4–23. Juillet 1996. US EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.

US EPA. 1996b. *Manual: Bioventing Principles and Practice. Volume II: Bioventing Design*. US EPA, Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/625/21X/001. Septembre 1995.

US EPA. 2004. *User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings*. US EPA Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Révisé en février 2004.

US EPA. 2008. *Science Applications International Corporation. Engineering Issue: Indoor Air Vapor Intrusion Mitigation Approaches*. EPA/600/R-08-115. US EPA, Washington, DC.

US EPA. 2009. *Assessment and Delineation of DNAPL Source Zones at Hazardous Waste Sites*. Préparé par BH Kueper et KL Davies. US EPA National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH. EPA/600/R-09/119. Septembre 2009.

US EPA. 2012. *EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings*. US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 530-R-10-002. 16 mars 2012.

US EPA. 2013a. *Evaluation of Empirical Data to Support Soil Vapor Intrusion Screening Criteria for Petroleum Hydrocarbon Compounds*. EPA 510-R-13-001. US EPA Office of Underground Storage Tanks, Washington, DC. Janvier 2013.

US EPA. 2013b. *3-D Modeling of Aerobic Biodegradation of Petroleum Vapors: Effect of Building Area Size on Oxygen Concentration Below the Slab*. US EPA Office of Underground Storage Tanks, Washington, DC. EPA 510-R-13-002. Juin 2013.

US EPA. 2014. *Challenges in Bulk Soil Sampling and Analysis for Vapor Intrusion Screening of Soil*. Préparé par D Grosse, J McKernan et S Bessler. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/R-14/277. Décembre 2014.



US EPA. 2015a. OSWER Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air. US EPA Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER Publication 9200.2-154. Juin 2015.

US EPA. 2015b. Technical Guide for Addressing Petroleum Vapor Intrusion at Leaking Underground Storage Tank Sites. EPA 510-R-15-001. US EPA Office of Underground Storage Tanks, Washington, DC. Juin 2015.

US EPA. 2015c. Assessment of Mitigation Systems on Vapor Intrusion: Temporal Trends, Attenuation Factors, and Contaminant Migration Routes under Mitigated and Non-mitigated Conditions. Préparé par B Schumacher et JH Zimmerman. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/R-13/241. Juin 2015.

Verginelli I, Yao Y, Wang Y, Ma J, Suuberg EM. 2016. Estimating the oxygenated zone beneath building foundations for petroleum vapor intrusion assessment. *Journal of Hazardous Materials* 312: 84-96.

Wertz B, Festa T. 2007. The Patchy Fog Model of Vapor Intrusion. Présenté au Air and Waste Management Association Symposium on Vapor Intrusion: Learning from the Challenges, Providence, Rhode Island, 26 au 28 septembre 2007.

Yadav BK, Hassanizadeh SM. 2011. An Overview of Biodegradation of LNAPLs in Coastal (Semi)-arid Environment. *Water Air and Soil Pollution* 220(1-4): 225-239.



ANNEXE A : CALCUL DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE (ÉRSH)

A.1 INTRODUCTION

La présente annexe fournit de l'information à l'appui du calcul des **facteurs d'atténuation (FA) fondés sur le modèle J&E** présentés au [tableau 7.1](#) du document principal.

Les FA sont définis comme le rapport entre la concentration dans l'air intérieur et la concentration dans les vapeurs du sol à une profondeur spécifique. Les FA présentés dans ce document d'orientation sont fondés sur le modèle J&E.

Santé Canada (SC) a consulté d'autres documents d'orientation pour préparer le guide, notamment le document *Report on Screening Level Risk Assessment*, préparé pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (SABCS BC, 2005).

Un résumé des hypothèses du modèle J&E concernant la distribution des contaminants, les caractéristiques du milieu souterrain, les mécanismes de transport et les propriétés des bâtiments pour l'estimation des FA est fourni ci-dessous et conforme à SABCS BC (2005) :

- Les vapeurs du sol contaminées se diffusent directement vers le haut à travers un sol homogène aux propriétés uniformes jusqu'à ce qu'elles atteignent la base de la fondation d'un bâtiment, après quoi les vapeurs pénètrent dans le bâtiment par des fissures dans la fondation par advection et diffusion.
- Les processus de transport par diffusion et advection sont à l'état d'équilibre (c.-à-d., que la migration des vapeurs de contaminants n'est pas retardée par l'absorption et la dissolution).
- La version de base du modèle J&E suppose l'absence de biodégradation/bioatténuation.
- La distribution de la source de vapeurs est homogène (même concentration dans tout le panache).
- La source des vapeurs est infinie (modèle J&E de base), c.-à-d. que les concentrations dans les vapeurs sont constantes.

Veillez consulter SABCS BC (2005) pour une présentation de la variabilité associée au modèle J&E, et une analyse de l'incertitude et de la sensibilité associées aux paramètres d'entrée du modèle relatifs aux propriétés du sol et du bâtiment.

A.2 MODÈLES DE PARTAGE – MÉLANGES DE PLUSIEURS SUBSTANCES

SABCS BC (2005) décrit le partage basé sur la loi de Raoult en présence de mélanges de plusieurs substances. Cette méthode est utilisée pour quantifier la solubilité effective d'une substance chimique individuelle présente dans le mélange dans des conditions d'équilibre. Les équations de partage pour les mélanges de plusieurs substances sont les suivantes :

Équation A1 :

$$C_{w,i} = X_i \times S_i$$

Où : i indique la substance i du mélange
 $C_{w,i}$ est la concentration de la substance i dans l'eau souterraine (mg/L)
 X_i est la fraction molaire de la substance i dans le mélange de LPNA
 S_i est la solubilité dans l'eau de la substance pure i (mg/L)

La fraction molaire peut être estimée à l'aide de l'équation A2 :

$$X_i = W_i / MM_i / \sum W_j / MM_j$$

Où : W est la fraction massique (kg/kg)
 MM est la masse moléculaire (g/mol)
 i indique la substance i du mélange
 j indique la substance j du mélange

Dans le cas des HP, la fraction molaire peut être estimée à l'aide de l'équation A3 :

$$X_i = C_{sol,i} / HPT \times MM_{HPT} / MM_i$$

Où : $C_{sol,i}$ est la concentration du composé individuel dans le sol (mg/kg)
 HPT est la concentration de HP totaux dans le sol (mg/kg)
 MM_{HPT} est la masse moléculaire moyenne des HP (g/mol)
 MM_i est la masse moléculaire du composé (g/mol)



La limite de saturation du sol pour les mélanges de substances chimiques miscibles qui sont légèrement solubles dans l'eau est estimée à l'aide de l'équation A4 :

$$\sum_{i=1}^N \left[\frac{(C_{sat,sol,T} \times W_i \times \rho_b)}{S_i \times (\theta_w + K_{oc,i} \times f_{oc} \times \rho_b + H'_i \times \theta_a)} \right] = 1$$

Où :

- $C_{sat,sol,T}$ est la concentration de saturation du mélange de LPNA dans le sol (mg/kg)
- W_i est la fraction massique (kg/kg) de chaque substance i
- ρ_b est la densité apparente sèche (g/cm³)
- S_i est la solubilité dans l'eau de la substance pure i (mg/L)
- θ_w est la teneur en eau volumique
- $K_{oc,i}$ est le coefficient de partage carbone organique-eau (mg/kg-CO par mg/L-eau) pour chaque substance i
- f_{oc} est la fraction de carbone organique
- H'_i est la constante de la loi de Henry adimensionnelle pour chaque substance i
- θ_a est la porosité à l'air

A.3 ORIGINE ET APPLICATION DES FACTEURS D'ATTÉNUATION FONDÉS SUR LE MODÈLE J&E

A3.1 CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES

Les FA fournis dans le [tableau 7.1](#) ont été calculés en utilisant le modèle J&E (consulter US EPA, 2004, pour les équations du modèle) et les paramètres d'entrée fournis dans le [tableau A.1](#) ci-dessous. Les paramètres d'entrée du modèle J&E ont été établis sur la base des études disponibles sur les propriétés des bâtiments, les propriétés physico-chimiques du sol et, dans la mesure du possible, les paramètres d'entrée ont été sélectionnés pour être conformes au document CCME (2014). Les FA ont été calculés en utilisant les propriétés physico-chimiques du benzène (p. ex., la constante de la loi de Henry).



Tableau A.1 : Valeurs d'entrée du modèle Johnson et Ettinger (1991) pour le calcul des facteurs d'atténuation

Paramètres d'entrée	Unités	Résidentiel*	Commercial*
Q_{sol} = débit volumétrique de vapeurs du sol (taux d'advection)	L/min	10	7
T_{ss} = Température en milieu souterrain	°C	15	15
H = Constante de la Loi de Henry [†]	atm·m ³ /mol	$5,6 \times 10^{-3\ddagger}$	$5,6 \times 10^{-3\ddagger}$
D_a = Coefficient de diffusion dans l'air	cm ² /s	$9 \times 10^{-2\ddagger}$	$9 \times 10^{-2\ddagger}$
ΔP = Dépressurisation du bâtiment	Pa	Non utilisé	Non utilisé
CAH = Changement d'air à l'heure du bâtiment	h ⁻¹	0,35	0,9
H_B = Hauteur de mélange dans le bâtiment	m	3,6	3,0
L_B = Longueur du bâtiment	m	10	20
W_B = Largeur du bâtiment	m	10	15
$A_{B_empreinte}$ = Superficie au sol du bâtiment	m ²	100	300
A_b = Superficie de la fondation sous le niveau du sol	m ²	180	334
$Z_{fissure}$ = Profondeur de la base de la fondation (par rapport au niveau du sol)	m	2,0	0,1125
$X_{fissure}$ = Largeur de la fissure périphérique	m	0,002	0,002
$L_{fissure}$ = Épaisseur de la dalle de fondation du bâtiment	m	0,1	0,1125

* Le type de bâtiment résidentiel suppose une maison unifamiliale avec un sous-sol; le type de bâtiment commercial suppose un bâtiment sur dalle au sol.

† La constante de la Loi de Henry peut être ajustée pour la température en utilisant la méthode fournie dans US EPA (2004) *User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings*.

‡ Le paramètre est propre au benzène (US EPA, 2022). Ce paramètre est utilisé comme un intrant du modèle et ne doit pas être cité. Le lecteur est invité à se référer à la source originale pour la valeur du paramètre.



A3.2 JUSTIFICATION DES PARAMÈTRES D'ENTRÉE

A3.2.1 Superficie du bâtiment résidentiel (par défaut 10 m × 10 m)

SC a adopté la superficie du bâtiment résidentiel par défaut de 10 m × 10 m (ou 100 m²), comme indiqué dans *User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings* (US EPA, 2004) et dans le modèle J&E. Cela correspond également à la superficie par défaut utilisée dans une étude de l'état du Michigan (10,5 m × 10,5 m, ou 111,5 m²) (US EPA, 2004).

A3.2.2 Superficie du bâtiment commercial (par défaut 20 m × 15 m)

Les bâtiments commerciaux varient en taille, et il y a peu de bases scientifiques pour choisir une superficie de bâtiment représentative. SC a adopté la superficie par défaut de 20 m × 15 m pour être conforme à celle utilisée dans les standards pancanadiens relatifs aux HP dans le sol (CCME, 2008a,b) et dans le protocole du CCME pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs du sol (CCME, 2014).

A3.2.3 Propriétés dépendantes du sol

SC a adopté le modèle de rétention d'eau de van Genuchten, lequel est utilisé pour estimer la teneur en eau de sols d'essai sur la base des paramètres ajustés de sols de l'US Soil Conservation Service (SCS) (van Genuchten, 1980). Comme cela est expliqué dans SABCS BC (2005), le sol au-dessus de la nappe phréatique est divisé en deux zones afin d'estimer la teneur en eau du sol : 1) la zone non saturée et 2) la zone de transition capillaire. La teneur en eau volumique de la zone non saturée pour le sable était de 0,054 et correspond à une valeur de saturation relative (teneur en eau volumique/porosité totale) de 0,148 (SABCS BC, 2005).

A3.2.4 Q_{sol} pour un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 10 L/min)

Le débit volumétrique de vapeurs du sol ou le taux d'advection (Q_{sol}) entrant dans un bâtiment est fonction de plusieurs facteurs, incluant notamment la perméabilité du sol à l'air, la dépressurisation du bâtiment, les propriétés de la fondation et la taille du bâtiment (SABCS BC, 2005). Il est possible de se référer à Hers et al. (2001) et SABCS BC (2005) pour un résumé des effets en lien avec la pressurisation des bâtiments et une compilation des données d'une étude sur les valeurs de dépressurisation des bâtiments.

Une valeur de Q_{sol} a été choisie par SC (aux fins du présent document) à partir de valeurs publiées tirées d'essais de traçage. Il s'agit de l'approche par défaut adoptée dans la version de l'US EPA (2004) du modèle J&E.

Une valeur Q_{sol} de 10 L/min a été choisie pour obtenir un rapport $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ représentatif des données disponibles des essais de traçage (**tableau A.2**, adapté de SABCS BC, 2005) et des FA empiriques des vapeurs sous la dalle. $Q_{\text{bâtiment}}$ correspond au débit de ventilation du bâtiment. Lorsque l'advection est le principal processus d'intrusion de vapeurs, le FA des vapeurs sous la dalle est approximativement égal à $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$. Le rapport $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ retenu (0,0047) n'est que légèrement supérieur au rapport empirique médian mesuré (0,003). Les rapports $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ correspondent aussi à ceux recommandés par Johnson (2002). Comme le débit de ventilation du bâtiment est approximativement proportionnel à sa taille, l'utilisation de $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ tient indirectement compte de la taille du bâtiment. Une valeur Q_{sol} de 10 L/min est également cohérente avec la valeur prédite par le modèle de fissure périphérique, lorsque les valeurs par défaut pour la taille de la fondation et la largeur de la fissure, la perméabilité du sol à l'air ($k = 10^{-7}$ cm² [représentative du sable]) et une dépressurisation du bâtiment de ~ 8 Pa sont choisies.



Tableau A.2 : Taux d'advection de vapeurs du sol entrant dans les bâtiments mesurés dans des études de traçage (adapté de SABCS BC, 2005)

Étude	Bâtiment	Type de sol	Traceur*	ΔP	$\frac{Q_{sol}}{Q_{bâtiment}}$	Q_{sol} (L/min)	$\frac{Q_{sol}}{\text{Superficie}}$ (L/m ²)	$\frac{Q_{sol}}{\text{Superficie} \cdot \Delta P}$ (L/m ² ·Pa)
Sanders et Hers (2006)	Maison avec sous-sol et vide sanitaire	Sable	HP, MTBE, cyclohexane, 2,2,4-triméthylpentane	0,6	0,0039 à 0,0084	3,3	S/O	S/O
Olson et Corsi (2001)	Maison avec sous-sol, Paulsboro, New Jersey	Sable (un peu de silt)	SF ₆	3,6 à 6,2	0,003 à 0,01	5,8 à 6,7	0,18 (6,2 Pa)	0,03
Mose et Mushrush (1999)	Maisons, Virginie	S/O	Radon	S/O	0,003 à 0,02	S/O	S/O	S/O
Hers et Zapf-Gilje (1998)	Serre expérimentale, Chatterton, Ontario	Sable moyen	BTX	10 à 30	0,00009 à 0,0005	0,52 à 2,8	S/O	0,001 à 0,005
Fischer et al. (1996)	Petit bâtiment commercial	Sable fin	SF ₆	10	0,0002 à 0,0004	4,5	0,018	0,006
Garbesi et al. (1993)	Petit sous-sol expérimental	Sable fin	S/O	20	N/A	20	-	0,04
Little et al. (1992)	Maisons, États-Unis	S/O	Radon	S/O	0,0016 (moyenne)	S/O	S/O	S/O
Garbesi et Sextro (1989)	Maison avec sous-sol	Loam sableux à sable loameux	SF ₆	30	~0,001	67 (meilleure estimation)	S/O	0,01 (meilleure estimation)
Revzan (1989)	Maisons	Gravier	Radium	S/O	0,0079 à 0,045	17 à 96 [†]	S/O	S/O

* HP = hydrocarbures pétroliers, MTBE = méthyl tert-butyl éther, SF₆ = hexafluorure de soufre, BTX = benzène, toluène et xylènes.
 ΔP = changement de pression. Remarque : les valeurs ne doivent pas être citées, les sources originales doivent être consultées.

[†] Estimé selon un volume de maison de 366 m³ et un taux d'échange d'air de 0,35/h.

S/O = sans objet



A3.2.5 Q_{sol} pour un bâtiment commercial (valeur par défaut = 7 L/min)

Il existe peu d'études fournissant des données permettant d'estimer les valeurs de Q_{sol} pour les bâtiments commerciaux, et la prévision de l'advection des vapeurs du sol est sujette à des incertitudes en raison de la variation de la taille, de la conception et de la construction des bâtiments commerciaux (SABCS BC, 2005). En général, un ratio $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ plus faible serait attendu pour la plupart des bâtiments commerciaux par rapport aux bâtiments résidentiels en raison du type de construction (souvent sur une dalle au sol ou avec un stationnement souterrain et une fondation de qualité supérieure). La dépressurisation dans les bâtiments commerciaux devrait également être moindre que dans de nombreux bâtiments résidentiels, bien que cela puisse être variable. Pour les bâtiments commerciaux, un rapport $Q_{\text{sol}}/Q_{\text{bâtiment}}$ d'un ordre de grandeur inférieur ($4,7 \times 10^{-4}$) à la valeur pour un bâtiment résidentiel a été retenu, sur la base du consensus actuel parmi les experts. Le Q_{sol} correspondant, basé sur les valeurs par défaut de taille et de débit de ventilation du bâtiment, est de 7 L/min.

A3.2.6 Taux de changement d'air d'un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 0,35 h⁻¹)

Un examen détaillé des débits de ventilation des bâtiments est fourni dans CCME (2016). On y souligne que les débits de ventilation ou les taux de changement d'air des bâtiments varient selon le climat, la construction et la saison. SC (2018) présente un examen plus récent de la ventilation des bâtiments, bien qu'il n'inclut pas les taux de changement d'air.

Le Conseil canadien des normes (CCN) et l'*American National Standards Institute* (ANSI) précisent les débits de ventilation minimums pour les habitations. Au Canada, le taux minimum de changement d'air frais requis, en vertu de la norme CSA F326-M91 (2010) sur les « systèmes de ventilation mécanique résidentiels », dépend du nombre et des types de pièces de la maison, mais correspond généralement à environ 0,35 changement d'air par heure (CAH) lorsque la ventilation naturelle est prise en compte (0,05 h⁻¹). La ventilation mécanique est nécessaire pour respecter les taux de ventilation minimums dans les maisons « étanches » éconergétiques (p. ex., « R-2000 » ou « Energy Star » au Canada); cependant, les systèmes de ventilation mécanique fonctionnent souvent à un niveau inférieur à la capacité de conception ou d'installation.

Le document du CCME (2016) comprend une analyse documentaire détaillée des taux de changement d'air mesurés dans des habitations résidentielles unifamiliales. Les taux de changement d'air médians ou moyens pour six études examinées représentatives des conditions canadiennes étaient de 0,36 h⁻¹ (hiver)/0,82 h⁻¹ (été), 0,34 h⁻¹ (saison non spécifiée), 0,45 h⁻¹ (saison non spécifiée), 0,2 h⁻¹ (saison non spécifiée), 0,18 h⁻¹ (hiver) et 0,26 h⁻¹ (hiver)/0,42 h⁻¹ (été).

Il existe peu d'études couvrant les débits de ventilation des maisons dans le nord du Canada, mais l'une d'entre elles, portant sur 20 maisons à Cape Dorset au Nunavut, a révélé qu'un pourcentage relativement important (41 %) avait un taux de changement d'air naturel calculé < 0,35 h⁻¹ (Kovesi et al., 2006).

Les bâtiments dotés d'un chauffage électrique (fréquents pour la construction résidentielle) sont affectés par une ventilation réduite. La Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL, 1996) a évalué la ventilation dans ces conditions; elle a constaté qu'une ventilation mécanique est nécessaire pour assurer un échange et une distribution d'air adéquats dans les maisons neuves, et que les méthodes de ventilation comprenant des ventilateurs de cuisine et autres ventilateurs d'extraction n'étaient pas adéquates. L'évaluateur des risques doit évaluer l'adéquation de la ventilation ou la présence de systèmes de ventilation supplémentaires dans les investigations sur l'intrusion de vapeurs pour des maisons chauffées à l'électricité. Dans le contexte d'une ÉRSR propre au site, de tels bâtiments peuvent nécessiter une modification des paramètres d'entrée – et tout ajustement doit être noté dans le rapport et accompagné des références pertinentes.



Les données sur la ventilation des appartements résidentiels sont également limitées. Une étude de Ricketts et Straube (2014) a mesuré les taux de ventilation dans les appartements d'un immeuble de 13 étages à Vancouver, en Colombie-Britannique. Bien que l'étude ait révélé des taux de ventilation beaucoup plus faibles dans les unités du rez-de-chaussée que dans ceux des étages supérieurs, des taux de changement d'air équivalents n'ont pas été calculés. Les taux de changement d'air relativement faibles ont été attribués à la ventilation essentiellement passive des unités, qui se limitait aux couloirs ventilés et au mouvement de l'air par les portes et les fenêtres.

Le taux de changement d'air proposé pour les bâtiments résidentiels a été fixé à $0,35 \text{ h}^{-1}$ (excluant les bâtiments situés en milieux nordiques).

A3.2.7 Taux de changement d'air d'un bâtiment commercial (valeur par défaut = $0,9 \text{ h}^{-1}$)

Les normes de l'*American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers* (ASHRAE) sont généralement considérées applicables aux bâtiments commerciaux au Canada. Les taux de ventilation minimums définis dans la norme ASHRAE 62.1-2010 dépendent de l'occupation et de l'utilisation (ASHRAE, 2010).

Pour les espaces de bureaux, le taux minimum de changement d'air frais pour une zone unique est d'environ $0,57 \text{ h}^{-1}$. Par exemple, l'ASHRAE (2010) recommande un taux minimum de changement d'air frais basé sur l'occupation des bureaux (5 cfm par personne) et la surface de plancher (0,06 cfm par pied carré). L'application de cette disposition à une occupation minimale présumée de 5 personnes par 1 000 pieds carrés donnerait un taux minimum de changement d'air frais de $0,57 \text{ h}^{-1}$. Cependant, on suppose souvent une occupation minimale de 7 personnes par 1 000 pieds carrés, ce qui se traduit par un taux de changement d'air recherché d'environ $0,72 \text{ h}^{-1}$. Les taux de ventilation des bâtiments institutionnels sont généralement plus élevés. Traube et Spies (2018) rapportent que les concepteurs de bâtiments ciblent souvent une ventilation d'environ 30 % supérieure à l'exigence minimale de l'ASHRAE.

L'étude BASE de l'US EPA portant sur 100 bâtiments commerciaux choisis au hasard, représentant un large éventail de types de constructions et de bâtiments, a révélé que les taux de changement d'air des 25^e, 50^e et 75^e centiles étaient respectivement de $0,47 \text{ h}^{-1}$, $0,98 \text{ h}^{-1}$ et $2,46 \text{ h}^{-1}$ (NIST, 2008). Lors d'une évaluation propre au site, il peut être utile d'obtenir de l'information sur le système de ventilation du bâtiment auprès des ingénieurs en CVC, car des renseignements relatifs à la conception et aux essais sur les débits d'entrée et de sortie d'air sont souvent disponibles. La source et la justification des données propres au site doivent être notées dans le rapport.

Jareemit et al. (2014) ont mesuré les taux de ventilation à l'aide d'essais de décomposition du SF_6 dans 14 grands magasins de détail américains. Les taux de changement d'air dans les magasins de vente au détail variaient largement de $0,20 \text{ h}^{-1}$ à $1,50 \text{ h}^{-1}$, avec un taux de changement d'air moyen de $0,62 \text{ h}^{-1}$. Puisque les taux de ventilation dans les bâtiments commerciaux ou non résidentiels peuvent varier considérablement, le changement d'air par défaut recommandé pour les bâtiments commerciaux est fixé à $0,9 \text{ h}^{-1}$.



A3.2.8 Hauteur de mélange dans un bâtiment résidentiel (valeur par défaut = 3,6 m pour le scénario avec sous-sol)

Le modèle J&E suppose que les vapeurs souterraines sont complètement mélangées dans le volume d'air du bâtiment, volume qui est déterminé par la superficie du bâtiment et la hauteur de mélange. La hauteur de mélange des vapeurs dans le bâtiment dépend de plusieurs facteurs, dont la hauteur du bâtiment, le nombre d'étages, les fuites d'air entre les étages, le type/le fonctionnement du système de CVC, les facteurs environnementaux tels que les différences de pression entre l'intérieur et l'extérieur et la charge de vent, ainsi que les facteurs saisonniers. Pour une maison à un seul étage, la hauteur de mélange est supposée équivalente à la hauteur des pièces. Dans le cas d'une maison à plusieurs étages ou d'un immeuble à appartements, la hauteur de mélange sera plus grande là où un système de CVC assure une circulation d'air importante (p. ex., un système de chauffage à air pulsé).

La valeur retenue pour le scénario d'une maison avec sous-sol (3,6 m) serait représentative d'une réduction ou d'une atténuation de moitié des concentrations dans l'air d'un étage à l'autre.

A3.2.9 Hauteur de mélange dans un bâtiment commercial (valeur par défaut = 3 m)

Dans le cas des bâtiments commerciaux, SC considère que la hauteur de mélange par défaut de 3 m recommandée par SABCS BC (2005) est appropriée pour un bâtiment d'un seul étage construit sur une dalle au sol (sans sous-sol). Une hauteur de mélange plus grande serait attendue pour les bâtiments commerciaux à plusieurs étages en raison de la ventilation et des fuites d'air entre les étages.

Le facteur d'atténuation est inversement proportionnel à la hauteur de mélange, et peut donc être ajusté en utilisant l'équation fournie ci-dessous, si les informations disponibles sur le bâtiment suggèrent que la hauteur de mélange par défaut n'est pas représentative du bâtiment considéré.

$$\text{FA ajusté} = (3,0 \text{ m} / \text{hauteur de mélange propre au site}) \times \text{FA fondé sur le modèle J\&E}$$

A3.2.10 Largeur de la fissure pour un bâtiment résidentiel ou commercial (valeur par défaut = 2 mm)

La largeur de la fissure et le rapport de fissuration sont étroitement liés. Si on suppose une maison carrée qui comporte une seule fissure continue sur l'arête entre la dalle et les murs de la fondation («fissure périphérique»), la relation entre le rapport de fissuration et la largeur de la fissure est donnée par :

$$\text{Rapport de fissuration} = (\text{largeur de la fissure} \times \text{périmètre du bâtiment}) / \text{superficie de la fondation sous le niveau du sol}$$

L'US EPA (2004) fournit un résumé des données disponibles sur la largeur des fissures et les rapports de fissuration. Les rapports de fissuration calculés pour une fissure à la jonction dalle-mur varieraient d'environ 0,0001 à 0,001 (les rapports de fissuration ont été rétrocalculés au moyen d'un modèle sur le flux de vapeurs du sol à travers les fissures et de mesures de débits de vapeurs du sol entrant dans un bâtiment). La largeur des fissures d'arête dans 8 maisons variait de très fine (fissure capillaire) jusqu'à 5 mm (la plupart des fissures ayant une largeur inférieure à 1 mm), tandis que la longueur des fissures variait de 2,5 à 17,3 m (Figley et Snodgrass, 1992). Les valeurs par défaut suggérées pour le rapport de fissuration dans la documentation, les modèles et les directives réglementaires vont de 0,000001 à 0,01 (US EPA, 2004). Les rapports de fissuration calculés de 0,000363 (résidentiel) et 0,000467 (commercial) se situent dans la plage des valeurs recommandées. La largeur de la fissure correspondante pour le bâtiment résidentiel ou commercial serait d'environ 2 mm.

A3.3 TYPE DE FONDATION

Historiquement (c.-à-d., avant l'utilisation de valeurs fixes de Q_{sol}), un bâtiment résidentiel avec fondation sur dalle au sol était plus sensible que celui avec sous-sol quant aux paramètres par défaut du site, en raison d'un taux d'advection plus élevé pour les constructions sur dalle au sol (CCME, 2014). Cependant, la valeur fixe de Q_{sol} sélectionnée dans ce document et dans CCME (2014) est indépendante de la profondeur de la fondation. Ainsi, les FA fondés sur le modèle J&E sont fournis uniquement pour le scénario de maison avec sous-sol (voir le [tableau 7.1](#)), bien que ceux-ci puissent également être appliqués à une maison avec dalle au sol. Veuillez consulter CCME (2014) pour de plus amples informations.

A3.4 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU CHOIX DU BENZÈNE COMME SUBSTANCE CHIMIQUE DE SUBSTITUTION

Les FA fondés sur le modèle J&E fournis au [tableau 7.1](#) sont basés sur les propriétés physico-chimiques du benzène (constante de la loi de Henry, Koc, coefficient de diffusion dans l'air). Ces propriétés sont tirées du document de l'US EPA *Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites* (US EPA, 2022) et peuvent être appliquées à d'autres substances chimiques volatiles en supposant que leurs propriétés physico-chimiques sont suffisamment similaires à celles du benzène. Cependant, le modèle peut ne pas être valide pour les substances dont les propriétés de devenir et de transport sont sensiblement différentes, comme le cyanure d'hydrogène ou le mercure élémentaire. Veuillez noter que ce document d'orientation ne doit pas être considéré comme une source d'information sur les propriétés physico-chimiques du benzène. Veuillez consulter la source principale (US EPA, 2022) pour ces informations.

L'estimation des FA intègre à la fois le transport par diffusion et par advection. Alors que le transport par diffusion des vapeurs du sol est affecté par les propriétés propres à la substance chimique (c.-à-d., le coefficient de diffusion dans l'air et la constante de la loi de Henry), le transport par advection ne l'est pas (SABCS BC, 2005). Lorsque le transport par advection vers un bâtiment est inexistant, le flux ou le taux de diffusion est directement proportionnel au FA. Quand il y a transport par advection, l'importance relative de la diffusion diminue. Les coefficients de diffusion dans l'air varient généralement d'un facteur d'environ 2 pour la plupart des composés organiques volatils (COV), ce qui est considéré d'importance mineure par rapport à l'ordre de grandeur des valeurs attendues d'un modèle de dépistage (SABCS BC, 2005).

SABCS BC a en outre évalué l'impact des propriétés physico-chimiques des COV sur la diffusion, en calculant le coefficient de diffusion effective intégré sur la profondeur pour un profil de sol à deux couches (zone de transition capillaire et zone non saturée) pour un éventail de scénarios (c.-à-d., deux types de sols US SCS [sable et loam] et une source de contamination peu profonde et plus profonde [1,5 m et 6,1 m respectivement]). Lorsque la source de contamination volatile (dans le sol ou l'eau souterraine) est moins profonde, le coefficient de diffusion effective est réduit, en raison d'un effet relativement plus important de la frange capillaire sur la diffusion effective globale. Le coefficient de diffusion effective plus faible pour la frange capillaire a été attribué à une teneur élevée en eau et à des coefficients de diffusion aqueuse inférieurs (qui sont généralement d'environ 4 ordres de grandeur inférieurs aux coefficients de diffusion gazeuse) (SABCS BC, 2005).



Comme cela est indiqué ci-dessus, le coefficient de diffusion effective de la plupart des COV se situe généralement à l'intérieur d'un facteur de 2 du coefficient pour le benzène. Par conséquent, comme le taux de diffusion est directement proportionnel au FA, la variation du rapport d'atténuation des vapeurs serait également inférieure à un facteur de 2 lors de l'utilisation par défaut du coefficient de diffusion pour le benzène plutôt que celui spécifique à la substance chimique (SABCS BC, 2005). SABCS BC note que pour les substances chimiques dont les constantes de la loi de Henry sont beaucoup plus faibles (p. ex., l'acétone [$H' = 1,6 \times 10^{-3}$]) que celle du benzène ($H' = 0,23$), le coefficient de diffusion effective dans les sols très humides peut être plus élevé parce que ces substances chimiques ont une plus grande affinité pour la phase aqueuse. Cependant, en raison de leur faible constante de la loi de Henry, les concentrations dans les vapeurs du sol provenant de ces sources de contamination devraient être faibles. Le modèle est peu susceptible de mener à une sous-estimation dans ces cas.

Dans les sites où des LPNA sont présents, il pourrait être approprié, pour les substances chimiques dont les propriétés sont sensiblement différentes de celles du benzène, de comparer la concentration dans les vapeurs calculée au moyen de la constante de la loi de Henry avec celle basée sur la pression de vapeur.

A3.5 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU FLUX MASSIQUE DANS L'EAU SOUTERRAINE

En supposant que seule une source de contamination dissoute est présente, le flux massique dans l'eau souterraine sous le bâtiment contrôle la masse disponible qui pourrait potentiellement se volatiliser dans des conditions stables (SABCS BC, 2005). Les FA fondés sur le modèle J&E fournis dans le [tableau 7.1](#) ont été établis en supposant une masse infinie (non dégradable) de substances chimiques présentes sous le bâtiment (c.-à-d., que les considérations de flux massique n'ont pas été prises en compte).

Dans l'environnement, seule une petite partie de la masse d'un panache dissous est réellement perdue par volatilisation. Ainsi, certains des FA fondés sur le modèle J&E présentés dans le [tableau 7.1](#) peuvent supposer un flux massique irréaliste dans le bâtiment, basé sur la masse disponible de substances chimiques dans l'eau souterraine (SABCS BC, 2005). Pour évaluer le flux massique dans l'eau souterraine, SABCS BC a utilisé un modèle simple qui supposait que toutes les substances chimiques dissoutes dans le premier mètre d'eau souterraine s'écoulant sous toute la largeur du bâtiment se volatiliserait et entreraient dans le bâtiment (c.-à-d., sans laisser de substances chimiques dans l'eau souterraine en aval du bâtiment) ([figure A.1](#), reprise de SABCS BC, 2005). SABCS BC (2005) a comparé le flux massique de deux substances chimiques, l'hexane et le TCE, entrant dans le bâtiment par volatilisation, et la masse disponible dans l'eau souterraine par transport sous le bâtiment. Pour le TCE, la masse volatilisée prédite (Flux_v) s'est avérée inférieure à la masse disponible dans l'eau souterraine (Flux_g). Cependant, pour l'hexane, le Flux_g n'était pas suffisant pour obtenir le Flux_v prédit en utilisant le FA supposé de 0,001 entre l'eau souterraine et l'air intérieur. Sur la base des résultats de cette évaluation du flux massique, SABCS BC a conclu qu'en appliquant une limite supérieure pour le FA (soit 0,001), il pourrait y avoir des restrictions du flux massique pour les substances chimiques volatiles, même avec un débit d'eau souterraine relativement rapide. Veuillez consulter SABCS BC (2005) pour plus de détails sur l'évaluation du flux massique.

Compte tenu de ces considérations, lorsqu'il n'y a qu'une source de contamination dissoute et aucun LPNA, une vérification du flux massique peut être effectuée dans le cadre d'une ÉRSR propre au site pour déterminer si l'application d'un facteur d'atténuation des vapeurs, ou alpha, ajusté (FA') est appropriée (voir le [tableau complémentaire A.1](#)). Les données doivent être fournies dans le rapport pour permettre un examen technique.



Tableau complémentaire A.1 : Approche pour l'ajustement de la concentration prédite dans l'air intérieur basé sur des considérations relatives au flux massique – voie de l'eau souterraine vers l'air intérieur (adapté de SABCS BC, 2005)

$$Q_B = CAH \times W_B \times L_B \times H_B / FCU_4$$

$$\text{Flux}_v = C_A \times Q_B$$

$$\text{Flux}_g = U \times C_w \times D_g \times W_B \times R_v \times FCU_2 / FCU_3$$

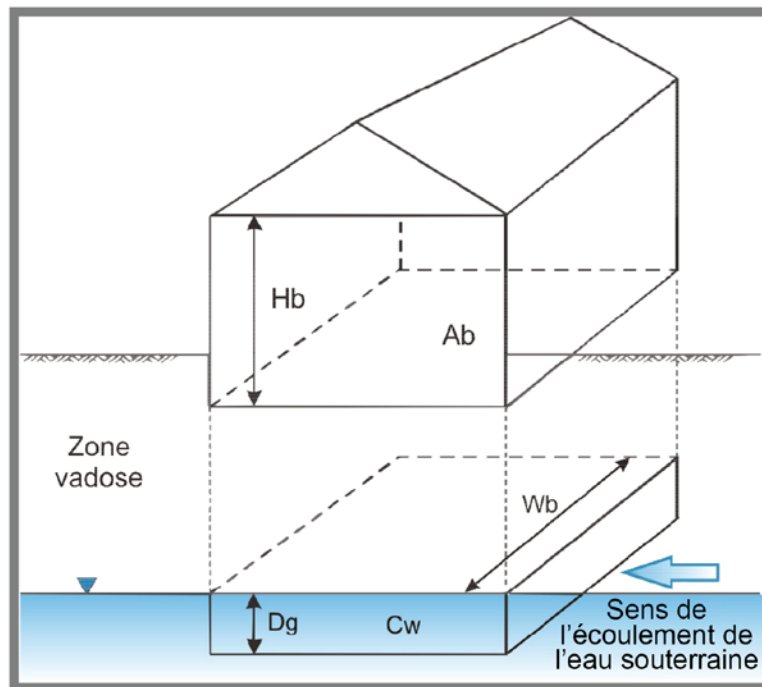
Si $\text{Flux}_v > \text{Flux}_g$ alors $FA' = \text{Flux}_g / \text{Flux}_v \times FA$ et $C_A' = FA' \times C_A$

Si $\text{Flux}_v < \text{Flux}_g$ alors aucun ajustement n'est requis

Paramètre	Valeur par défaut
Q_B = Débit de ventilation du bâtiment (m ³ /min)	Calculé
CAH = Changement d'air à l'heure (1/h)	0,35 résidentiel
	0,9 commercial
W_B = Largeur du bâtiment (m)	10 résidentiel
	15 commercial
L_B = Longueur du bâtiment (m)	10 résidentiel
	20 commercial
H_B = Hauteur de mélange (m)	3,6 résidentiel
	3,0 commercial
FCU_4 = Facteur de conversion d'unité (min/h)	60
Flux_v = Flux de vapeurs prédit dans le bâtiment (mg/min)	Calculé
C_A = Concentration dans l'air intérieur prédite d'après la section 7.8 (mg/m ³)	Calculé
Flux_g = Flux provenant de l'eau souterraine (mg/min)	Calculé
U = Vitesse de Darcy (vitesse d'écoulement) (m/an)	Estimé
C_w = Concentration dans l'eau souterraine (mg/L)	Mesuré
D_g = Zone de mélange dans l'eau souterraine des substances chimiques qui se volatilisent (m)	1,0
R_v = Rapport de volatilisation de la masse de substance chimique dans l'eau souterraine s'écoulant sous le bâtiment qui se volatilise et pénètre dans le bâtiment (sans unité)	1,0
FCU_2 = Facteur de conversion d'unité (L/m ³)	1 000
FCU_3 = Facteur de conversion d'unité (min/an)	525 600
FA' = Facteur d'atténuation ajusté (sans unité)	Calculé
FA = Facteur d'atténuation (sans unité)	Valeur appropriée du tableau 7.1
C_A' = Concentration dans l'air intérieur ajustée (mg/m ³)	Calculé



Figure A.1 : Modèle conceptuel pour le calcul du flux massique dans l'eau souterraine (tiré de SABCS BC, 2005)



A.4 RÉFÉRENCES

American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers (ASHRAE). 2010. ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2010. Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality. ASHRAE, Atlanta, GA.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2008a. Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol. Guide d'utilisation. PN 1492. Janvier 2008. CCME, Winnipeg, MB.

CCME. 2008b. Canada Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale. Supporting Technical Document (anglais seulement). PN 1399. Janvier 2008. CCME, Winnipeg, MB.

CCME. 2014. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des vapeurs des sols en vue de prévenir leur inhalation par l'humain. PN 1532. CCME, Winnipeg, MB.

CCME. 2016. Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Volume 1 Orientations. PN 1552. CCME, Winnipeg, MB.

Figley DA, Snodgrass LJ. 1992. Comparative foundation air leakage performance of ten residential concrete basements. Dans : Proceedings of the 85th Annual Meeting of Air and Waste Management Association. 21 au 26 juin, 1992. Cité dans US EPA 2004.

Fischer ML, Bentley AJ, Dunkin KA, Hodgson AT, Nazaroff WW, Sextro RG, Daisey JM. 1996. Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination. *Environmental Science & Technology* 30(10): 2948–2957.

Garbesi K, Sextro RG. 1989. Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls. *Environmental Science & Technology* 23(12): 1481–1487.

Garbesi K, Sextro RG, Fisk WJ, Modera MP, Revzan KL. 1993. Soil-gas entry into an experimental basement: Model measurement comparisons and seasonal effects. *Environmental Science & Technology* 27(3): 466–473.

Hers I, Zapf-Gilje R. 1998. Canadian consortium research project: Field validation of soil gas transport to indoor air pathway. Dans : Proceedings of the 1998 Petroleum Hydrocarbon and Organic Chemicals in Ground Water Conference. American Petroleum Institute/National Ground Water Association, Houston, Texas. p. 251–266. Westerville, Ohio: NGWA.

Hers I, Zapf-Gilje R, Li L, Atwater J. 2001. The use of indoor air measurements to evaluate intrusion of subsurface VOC vapors into buildings. *Journal of the Air & Waste Management Association* 51(9): 1318–1331.

Jareemit D, Shu S, Howard-Reed C, Alhafi Z, Srebric J. 2014. Investigation of Air Exchange and Occupancy Rates in Big-Box Retail Buildings. Proceedings of the 13th Indoor Air Conference, Juillet 2014, Hong Kong.

Johnson PC, Ettinger R. 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology* 25(8): 1445–1452.

Johnson PC. 2002. Identification of critical parameters for the Johnson and Ettinger (1991) vapour intrusion model. American Petroleum Institute Soil and Groundwater Research Bulletin #17. Mai 2002.

Kovesi T, Creery D, Gilbert NL, Dales R, Fugler D, Thompson B, Randhawa N, Miller JD. 2006. Indoor air quality risk factors for severe lower respiratory tract infections in Inuit infants in Baffin Region, Nunavut: A pilot study. *Indoor Air* 16(4): 266–275.

Little JC, Daisey JM, Nazaroff WW. 1992. Transport of subsurface contaminants into buildings: An exposure pathway for volatile organics. *Environmental Science & Technology* 26(11): 2058–2066.



- Mose DG, Mushrush GW. 1999. Comparisons between soil radon and indoor radon. *Energy Sources* 21(8): 723–731.
- National Institute of Standards and Technology (NIST). 2008. Analysis of Ventilation Data from the U.S. Environmental Protection Agency Building Assessment Survey and Evaluation (BASE) Study. Préparé par Andrew Persily et Josh Gorfain. Rapport NISTIR 7145-Révisé.
- Olson DA, Corsi RL. 2001. Characterizing exposure to chemicals from soil vapor intrusion using a two-compartment model. *Atmospheric Environment* 35(24): 4201–4209.
- Revzan KL. 1989. Radon Entry, Distribution and Removal in Two New Jersey Houses with Basements, Lawrence Berkeley Laboratory Report LBL-28109.
- Ricketts L, Straube J. 2014. A field study of airflow in mid to high-rise multi-unit residential buildings. Proceedings of 14th Canadian Conference on Building Science and Technology—Toronto, Ontario 2014.
- Sanders PF, Hers I. 2006. Vapor intrusion in homes over gasoline-contaminated ground water in Stafford, New Jersey. *Groundwater Monitoring & Remediation* 26(1): 63–72.
- Santé Canada (SC). 2018. La ventilation et le milieu intérieur. Mars 2018. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa, ON.
- Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia (SABCS BC). 2005. *Report on Screening Level Risk Assessment, SLRA Level 1 and SLRA Level 2*. Préparé par le SABCS BC pour le ministère de l'Environnement, Victoria, BC. Août 2005. Disponible à : www.sabcs.chem.uvic.ca/docs.html
- Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). 1996. Ventilation Systems for New and Existing Houses with Electric Baseboard Heating. 96–200 Série technique.
- Traube CF, Spies S. 2018. Considerations for the design and energy modeling of new commercial buildings with increased ventilation rates. 2018 Building Performance Analysis Conference and SimBuild, co-organized by ASHRAE and IBPSA-USA. Chicago, IL. 26 au 28 septembre 2018.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings. US EPA Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Révisé en février 2004.
- US EPA. 2022. Regional Screening Level (RSL) Chemical-specific Parameters Supporting Table, Mai 2022. United States Environmental Protection Agency Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites. Disponible à : www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables
- Van Genuchten MT. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44(5): 892–898.

