



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine

**BENZÈNE
2004**

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le benzène en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (tableaux 1a et 1b). Un document scientifique plus élaboré, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (Environnement Canada, 2004).

Information générale

Le benzène (C₆H₆; CAS 71-43-2) est un composé aromatique monocyclique ayant une masse moléculaire de 78,11. Les synonymes du benzène incluent le benzol,

l'huile de carbone, le naphte de charbon, l'huile légère, le phène et l'hydrure de phényle (Slooff, 1988).

Le benzène est un liquide inflammable clair, incolore avec une odeur sucrée aromatique. Il est facilement miscible avec l'alcool, le chloroforme, l'éther, le disulfure de carbone, le tétrachlorure de carbone, l'acide acétique glacial, l'acétone et les huiles (Slooff, 1988; Budavari, 1989) et est relativement soluble dans l'eau, avec une solubilité de 1 740 à 1 870 mg·L⁻¹, à 25 °C (Shiu et coll., 1990). Le benzène a un coefficient de partage octanol-eau relativement faible, de l'ordre de 1,56 à 2,15, selon la température, le pH et la pression (Hansch et Leo, 1979).

Tableau 1a. Recommandations pour la qualité des sols concernant le benzène (mg·kg⁻¹); excès de risque de cancer de 10⁻⁶.*
(Les valeurs calculées en fonction d'un excès de risque de cancer de 10⁻⁵ sont présentées au tableau 1b.)

	Utilisation des terres et type de texture des sols							
	Agricole		Résidentielle/parcs		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
<u>Surface</u>								
Recommandations ^{a,b,c}	0,0095	0,0068	0,0095	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _{SH} ^{b,c}	0,0095	0,0068	0,0095	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _E	25	25	31	60	180	310	180	310
<u>Sous-sol</u>								
Recommandations ^{a,b}	0,011	0,0068	0,011	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _{SH} ^b	0,011	0,0068	0,011	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _E	62	120	62	120	360	620	360	620

Notes: RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

* La formation en phase libre, une situation jugée inacceptable par de nombreuses autorités, se produit lorsqu'une substance excède sa limite de solubilité dans l'eau du sol. La concentration à laquelle ce phénomène se produit est fonction de divers facteurs, notamment la texture du sol, sa porosité et sa porosité non capillaire. Conformément aux hypothèses à la base de cette recommandation, il y aura probablement formation de benzène en phase libre aux concentrations supérieures à 910 mg kg⁻¹, dans le sol grossier, ou à 970 mg kg⁻¹, dans le sol fin. Pour obtenir des directives précises, il faut communiquer avec l'autorité compétente.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. La recommandation correspond donc à la valeur la plus faible des deux et constitue une recommandation nouvelle pleinement intégrée pour cette utilisation des terres.

^bCette valeur de la recommandation peut être inférieure à la limite courante de détection du benzène pour certaines autorités. Il faut communiquer avec l'autorité compétente.

^cLe CCME recommande que les valeurs des recommandations soient calculées en fonction d'un excès de risque de cancer à vie se situant entre 10⁻⁴ et 10⁻⁷. La RQS_{SH} présentée ici est fondée sur un excès de risque de cancer à vie de 10⁻⁶.

Les recommandations de ce feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation de ces valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités concernées. Il se peut que l'utilisation de quelques valeurs des tableaux 1a et 1b ne soit pas permise de façon générique par certaines autorités. Par exemple, l'utilisation de valeurs pour le sous-sol peut occasionner des restrictions concernant l'utilisation des terres. Le lecteur est prié de consulter l'autorité compétente avant d'appliquer ces valeurs.

Tableau 1b. Recommandations pour la qualité des sols concernant le benzène (mg·kg⁻¹); excès de risque de cancer de 10⁻⁵.*
(Les valeurs calculées en fonction d'un excès de risque de cancer de 10⁻⁶ sont présentées au tableau 1a.)

	Utilisation des terres et type de texture des sols							
	Agricole		Résidentielle/parcs		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
<u>Surface</u>								
Recommandations ^{a,b,c}	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _{SH} ^{b,c}	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _E	25	25	31	60	180	310	180	310
<u>Sous-sol</u>								
Recommandations ^{a,b}	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _{SH} ^b	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
RQS _E	62	120	62	120	360	620	360	620

Notes: RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

* La formation en phase libre, une situation jugée inacceptable par de nombreuses autorités, se produit lorsqu'une substance excède sa limite de solubilité dans l'eau du sol. La concentration à laquelle ce phénomène se produit est fonction de divers facteurs, notamment la texture du sol, sa porosité et sa porosité non capillaire. Conformément aux hypothèses à la base de cette recommandation, il y aura probablement formation de benzène en phase libre aux concentrations supérieures à 910 mg kg⁻¹, dans le sol grossier, ou à 970 mg kg⁻¹, dans le sol fin. Pour obtenir des directives précises, il faut communiquer avec l'autorité compétente.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. La recommandation correspond donc à la valeur la plus faible des deux et constitue une recommandation nouvelle pleinement intégrée pour cette utilisation des terres.

^bCette valeur de la recommandation peut être inférieure à la limite courante de détection du benzène pour certaines autorités. Il faut communiquer avec l'autorité compétente.

^cLe CCME recommande que les valeurs des recommandations soient calculées en fonction d'un excès de risque de cancer à vie se situant entre 10⁻⁴ et 10⁻⁷. La RQS_{SH} présentée ici est fondée sur un excès de risque de cancer à vie de 10⁻⁵.

Les sources naturelles de benzène à l'échelle planétaire comprennent les rejets associés aux suintements de pétrole, aux incendies de forêt, aux éruptions volcaniques et à la végétation (Westberg et coll., 1981; Slooff, 1988; Environmental Science and Engineering, Inc., 1991). Toutefois, ces émissions naturelles sont faibles en comparaison avec les émissions anthropiques (Slooff, 1988). Aucune approximation des émissions dans l'environnement canadien provenant de ces sources n'a été trouvée, mais les sources non anthropiques seraient relativement mineures au Canada.

Le benzène produit au Canada provient surtout du raffinage et de la transformation du pétrole. Les sources secondaires incluent l'extraction à partir des condensats de gaz naturel et la distillation lente à partir du charbon (Jacques, 1990).

Le benzène est utilisé dans la fabrication de divers produits chimiques et pharmaceutiques, notamment l'éthylbenzène, le styrène, le cyclohexane, le cumène et l'anhydride de l'acide maléique. Il est aussi utilisé comme composante des solvants et des peintures, quoiqu'il y ait tendance à le remplacer par des composés moins toxiques (Fishbein, 1984; Jacques, 1990). Le benzène est aussi une composante naturelle du pétrole et représente typique-

ment entre 1 et 4 % de l'essence (Barker et coll., 1989; Kirk et coll., 1991). Dans l'essence, le benzène accroît l'indice d'octane et agit comme agent antidétonant. On estimait à 39 × 10⁹L la consommation d'essence au Canada en 2002 (Statistique Canada, 2003).

Les changements apportés aux formules de l'essence pour en réduire la teneur en benzène et l'utilisation de véhicules à consommation réduite ou propulsés au gaz naturel devraient être les facteurs ayant le plus grand impact sur la réduction des émissions de benzène dans l'environnement. Une diminution marquée des émissions de benzène a été observée depuis 1975 (Jacques, 1990). De par l'adoption du Standard pancanadien relatif au benzène, les ministres du CCME s'étaient engagés à obtenir, par rapport aux valeurs de 1995, une réduction de 30 % des émissions de benzène pour l'an 2000 à laquelle devait s'ajouter une réduction supplémentaire de 6 kilotonnes à l'échelle nationale d'ici 2010 (CCME, 2001). Les mesures adoptées pour atteindre ces objectifs visent divers aspects des secteurs du transport et de la fabrication des produits chimiques, de la déshydratation du gaz naturel et des industries du pétrole et du gaz, des produits pétroliers et de l'acier. Or, d'après les rapports, des progrès considérables ont été faits en vue de la

réalisation de cet engagement, les émissions de benzène au Canada ayant diminué de 39 % entre 1995 et 1999 (CCME, 2001). Les données du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique indiquent en outre que les concentrations ambiantes de benzène au Canada ont diminué de 30 % entre 1995 et 2000 (CCME, 2001).

Le benzène peut pénétrer dans le sol par dépôts provenant de l'atmosphère, par des fuites dans les réservoirs souterrains d'entreposage, par suintement aux sites d'enfouissement sanitaires et par les déversements accidentels d'huile et d'essence durant l'entreposage, le transport et la manutention. Différentes enquêtes suggèrent qu'entre 3 et 20 % des quelque 200 000 réservoirs d'entreposage au Canada présentent des fuites potentielles (Barker et coll., 1989). Les émissions de benzène provenant de cette seule source peuvent être considérables, mais aucune approximation fiable des quantités pénétrant le sol au Canada n'a été repérée.

Dans le but de déterminer les concentrations naturelles de benzène dans le sol, Environmental Science and Engineering, Inc. (1991) a analysé des échantillons de sol prélevés à sept sites en Floride sans antécédent de déversements, mais exposés à des niveaux atmosphériques ambiants élevés de benzène. Tous les échantillons contenaient moins que la limite de dosage de 40 ppt.

Selon le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, les valeurs du 98^e centile des concentrations de benzène dans les sols de parcs ruraux et de vieux parcs urbains, qui n'ont pas été affectés par une source ponctuelle locale de pollution, sont de 0,040 et 0,047 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement (MEEO, 1993).

Le benzène a été détecté dans des échantillons de sol prélevés dans des zones urbaines à proximité d'une usine de transformation du pétrole à Port Credit et d'une raffinerie à Oakville, en Ontario, à des concentrations allant de <0,002 à 0,16 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec de sol (Environmental Science and Engineering, Inc., 1991). Les données présentées dans ce rapport indiquent qu'environ les deux tiers des échantillons de sol présentaient des niveaux de benzène sous la limite de détection (2 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec de sol).

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les quatre processus primaires qui régissent le devenir et le comportement du benzène dans l'environnement sont : 1) l'évaporation ou la volatilisation dans la phase gazeuse combinée au transport par diffusion en phase gazeuse; 2) la sorption au sol, particulièrement à la matière

organique; 3) la biodégradation et 4) le lessivage par les eaux de pluie qui s'infiltrent à travers la zone non saturée et/ou la dissolution dans la nappe phréatique.

L'infiltration dans le sol de benzène déversé, en solution pure ou comme composante de carburant, a été décrite en détail (SPE, 1984; Mackay et coll., 1985 et Tucker et coll., 1986). Essentiellement, le liquide déversé remplira les pores du sol adjacent au déversement et s'écoulera vers le bas à un rythme régi par la conductivité hydraulique du benzène dans ce sol. Une quantité résiduelle demeure dans les pores du sol après le passage de la masse saturée. La migration vers le bas se poursuivra jusqu'à ce que le volume déversé égale le volume retenu à l'intérieur de la zone non saturée ou jusqu'à ce que le flot atteigne la zone saturée d'eau (nappe phréatique) ou une couche imperméable. À ce moment, la migration vers le bas est essentiellement arrêtée et la propagation latérale domine. La diffusion du benzène dans la zone non saturée peut aussi entraîner un transfert de la subsurface à l'atmosphère par transport dans la phase gazeuse (volatilisation). Le transport en phase gazeuse peut, par rapport à la superficie originalement touchée par le déversement, augmenter la surface contaminée au fur et à mesure de la diffusion de la phase gazeuse à travers les pores du sol.

La volatilisation à partir de la zone non saturée est un important processus d'élimination du benzène du sol (Rogers et coll., 1980; Korte et Klein, 1982; Tucker et coll., 1986; Karimi et coll., 1987; Anderson et coll., 1991) et elle est directement affectée par les facteurs qui régissent sa partition dans le système sol-eau-air à l'intérieur des pores du sol (Karimi et coll., 1987; Chiou, 1989; Sims, 1990; Rutherford et Chiou, 1992). Dans un cas précis, la volatilisation a été presque entièrement responsable de l'élimination rapide du benzène d'un sol, avec une demi-vie observée de <2 j (Anderson et coll., 1991). La température et la porosité du sol déterminent le taux de diffusion moléculaire qui est le processus principal des pertes par volatilisation à partir de la subsurface (Tucker et coll., 1986; Karimi et coll., 1987; Jury et coll., 1990).

Le partage du benzène entre les phases aqueuse et gazeuse changera de façon marquée selon les variations de température. Comme la constante de la loi de Henry augmente avec la température, les pertes dans l'atmosphère ou dans la phase gazeuse à l'intérieur du sol augmentent aussi, ce qui peut avoir comme conséquence une augmentation de la surface contaminée (Ashworth et coll., 1988).

Jury et coll. (1990) ont comparé le devenir de quantités de benzène placées dans une couche de 30 cm d'épaisseur située à 100 cm sous la surface d'un sol sablonneux et

d'un sol argileux. Au bout d'un an, les équilibres massiques calculés se répartissaient ainsi : 34,3 % volatilisés, 38,6 % dégradés et 27,1 % captés dans les pores du sol sablonneux alors que dans le sol argileux compacté 0,01 % s'était volatilisé, 50 % s'étaient dégradés et 49,99 % demeuraient dans les pores. Dans le sol sablonneux, la volatilisation du benzène a rapidement atteint un maximum après environ 30 j et est demeurée élevée par la suite. La volatilisation à partir du sol argileux n'a pas atteint son maximum au cours de la première année et demeurait inférieur par plus de deux ordres de grandeur au flux provenant du sol sablonneux après un an.

Le benzène se répartit rapidement et de façon réversible entre l'air, l'eau et les solides dans la subsurface (Karimi et coll., 1987; Chiou, 1989). Bien qu'une certaine adsorption se produise sur les argiles, la fraction retenue par la phase solide est fortement régie par la teneur en matières organiques du sol (Chiou, 1989; Rebhun et coll., 1992). Les hydrocarbures résiduels du pétrole se comportent comme une composante du carbone organique du sol et ils affecteront la répartition du benzène (Tucker et coll., 1986). Le carbone organique agit comme un milieu de partage, alors que la matière minérale agit comme un adsorbant conventionnel (Chiou, 1989). La saturation en eau affecte aussi la répartition dans la matière organique du sol, bien qu'à un degré beaucoup moindre (Rutherford et Chiou, 1992). L'effet de la température sur la répartition du benzène n'a pas été signalé.

La dégradation par les micro-organismes aérobies est un autre mécanisme important d'élimination dans la zone non saturée. Les micro-organismes qui dégradent les hydrocarbures sont omniprésents dans le sol, et autant le benzène adsorbé que le benzène en phase gazeuse sont vraisemblablement biodégradés (Rosenburg et Gutnick, 1980; English et Loehr, 1991). Jusqu'à un certain point, la biodégradation et la volatilisation sont des processus compétitifs, et leur importance relative varie considérablement, mais souvent les sites contaminés par l'essence deviennent anaérobies à cause de la forte demande en oxygène imposée par la charge organique (Song et coll., 1990). À toutes fins utiles, la biodégradation cesse dans la zone non saturée lorsqu'elle devient anaérobie (Smith, 1990; Aelion et Bradley, 1991; Barbaro et coll., 1991), mais elle peut être stimulée en introduisant de l'air sous la surface (Sims, 1990).

Le quatrième processus d'élimination important dans la zone non saturée est le lessivage par infiltration d'eau de pluie (Tucker et coll., 1986). Des facteurs bien connus, comme les précipitations annuelles et le taux de renouvellement, régissent ce processus. Toutefois, le lessivage n'est qu'un processus de transfert et donne

vraisemblablement lieu à la migration du benzène vers la nappe d'eau souterraine.

Comportement et effets chez le biote

Processus microbiens des sols

Les systèmes microbiens transforment le benzène en catéchol par hydroxylation. Les bactéries peuvent soit convertir le catéchol en pyruvate et en acétaldéhyde par un métaclivage, soit convertir le catéchol en bêta-cétoadipate par un orthoclivage (Smith, 1990). Les bactéries anaérobies ont très peu de capacité à métaboliser le benzène. Les bactéries anaérobies méthanogènes peuvent transformer un faible pourcentage du benzène en phénol, en cyclohexanone et en d'autres acides aliphatiques mais elles ne produisent que peu de méthane ou de dioxyde de carbone en utilisant le benzène comme substrat (Grbić-Galić et Vogel, 1987). Les métabolites intermédiaires du benzène dans les bactéries sont transformés rapidement et ne persistent pas (Gibson, 1977).

Walton et coll. (1989) ont rapporté qu'aucun effet n'a été observé sur la respiration bactérienne dans un loam silteux; cependant, une diminution passagère de la respiration est survenue dans un loam sableux après l'application de 1 000 μg de benzène·g⁻¹ de sol sec. Toutefois, les taux de respiration n'étaient pas significativement différents des taux témoins dans les deux cas après 6 j, ce qui laisse croire que les fonctions microbiennes ne seront vraisemblablement pas affectées sévèrement à cette dose. Des effets passagers semblables sur la respiration ont aussi été observés pour 15 des 18 autres composés chimiques, ce qui suggère qu'ils étaient devenus non disponibles à la suite de leur sorption, volatilisation ou biodégradation, ou encore qu'un changement survient dans les populations microbiennes induisant une sélection en faveur des organismes résistant au composé testé.

Burback et coll. (1994) ont étudié l'effet du benzène et de ses métabolites, le phénol et l'hydroquinone, sur le nombre d'unités formant des colonies chez une mycobactérie du sol (*Mycobacterium vaccae*, souche JOB-5). *M. vaccae* peut cataboliser le benzène en phénol et subséquemment en hydroquinone. Le benzène et l'hydroquinone n'ont pas d'effet mesurable sur la viabilité des cellules lorsqu'ils sont ajoutés à des concentrations inférieures à 100,0 mmol·L⁻¹. Toutefois, le phénol affecte la viabilité des cellules à environ 75,0 mmol·L⁻¹.

Plantes terrestres

Il a été signalé que les plantes transforment le benzène en métabolites tels les acides aminés (Dumishidze et Ugrekhelidze, 1969), ce qui porte à croire qu'elles participent peut-être aussi à l'élimination du benzène des sols (Cross et coll., 1979). Les facteurs de bioaccumulation variaient de 4,6 à 17 et de 1,9 à 10 pour l'orge (*Hordeum* sp.) et le cresson (*Cruciferae* sp.), respectivement (Topp et coll., 1989). Des facteurs de bioaccumulation ≥ 10 ont été déterminés après de courtes expositions (12 j), tandis que des expositions plus longues (>33 j) se traduisaient par des facteurs moins élevés (<5), qui correspondaient à une augmentation des résidus fixés dans les plantes et des métabolites polaires. Les données étaient difficiles à interpréter car il était impossible de déterminer si le ^{14}C marqué était absorbé sous forme de benzène marqué au ^{14}C ou de CO_2 marqué au ^{14}C produit par la dégradation du benzène dans le sol. Il a cependant été démontré, en systèmes de laboratoire aérés fermés, que le benzène marqué au ^{14}C donnait lieu à la formation de 62 % du $^{14}\text{CO}_2$ en une semaine (Scheunert et Korte 1986).

Des végétaux (plants d'orge, de carottes et de tomates) ayant fait l'objet d'une vaporisation directe de benzène ont rapidement présenté des signes de dommages cellulaires (Currier, 1951). Une exposition à des vapeurs à une concentration de $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ d'air a aussi provoqué une perte de turgescence en l'espace de quelques minutes. Dans ces deux cas, les concentrations équivalentes dans le sol sont difficiles à comparer à ces doses ou à transformer en recommandations pour la qualité des sols. Enfin, d'autres études sur les plantes n'ont révélé aucune toxicité des vapeurs de benzène (Cross et coll., 1979).

Dans le but d'établir les niveaux phytotoxiques de benzène dans le sol, Environnement Canada a procédé à des essais d'émergence de semis de radis (*Raphanus sativa*) et de laitue (*Lactuca sativa*). Les concentrations les plus faibles auxquelles des effets nocifs ont été observés étaient, respectivement, de 24 et de 40 mg de benzène $\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol pour les radis et la laitue, causant une réduction de 25 % de l'émergence des semis. Ces valeurs ont été utilisées pour le calcul de recommandations provisoires pour la qualité des sols en 1997, mais leur fiabilité a été mise en doute à cause de certains problèmes liés à la récupération du benzène des sols et à la volatilité de la substance (Environnement Canada, 1995).

Les progrès appréciables des techniques de mesure de la toxicité des composés fortement volatils ont permis à ESG International de réaliser de nouveaux essais de toxicité chez les végétaux en 2002. Les essais effectués sur l'agropyre (*Agropyron dasystachyum*) et la luzerne (*Medicago sativa*) ont porté sur les effets du benzène sur la longueur des tiges et des racines et sur la biomasse

sèche et humide après une exposition de 14 jours dans des sols grossiers et fins. Dans les sols grossiers, la réaction la plus sensible était une réduction de la masse sèche des racines à une CI_{25} de $235 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour la luzerne et de $73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour l'agropyre (ESG 2002). Les résultats obtenus en sols fins et signalés par ESG (2002) ont fait l'objet de nouveaux calculs de la part de Komex (2002) afin de tenir compte des pertes par volatilité se produisant entre le moment où le produit était introduit dans l'échantillon et celui où il était mis en présence des plantes, deux heures plus tard. (Des calculs semblables avaient été réalisés par ESG pour les données obtenues en sols grossiers.) Les réactions estimées les plus sensibles en sols fins pour la luzerne et l'agropyre étaient, respectivement, une CI_{25} de $265 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour la réduction de la longueur des racines et une CI_{25} de $199 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour la réduction de la masse humide des racines (Komex 2002).

Invertébrés terrestres

Aucune étude portant sur le métabolisme du benzène chez les chordés non mammifères et les invertébrés du sol n'a été repérée. Toutefois, il est connu que plusieurs animaux, représentant un vaste éventail de genres, possèdent des enzymes qui oxydent les hydrocarbures : chez les organismes marins, ces enzymes sont présents chez des organismes allant du phytoplancton (p. ex., *Fucus* sp.) aux mollusques (p. ex., *Mytilus edulis*) et aux poissons (p. ex., *Oncorhynchus kisutch*) (Malins, 1977). On n'a pas non plus signalé la bioaccumulation du benzène chez des animaux terrestres.

Hartenstein (1982) a observé que du benzène dissous dans des boues d'épuration appliquées à une couche de 4 mm de loam silteux affectait significativement la croissance, mais non la survie, de vers de terre *E. foetida* à une concentration de 8 % (poids/poids).

Les plus faibles concentrations de benzène causant des effets nocifs aux invertébrés du sol ont été signalées par Environnement Canada. Des vers de terre (*Eisenia foetida*) ont subi une mortalité de 25 % après exposition à 161 mg de benzène $\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol. Ces résultats ont été utilisés en 1997 pour l'obtention de recommandations provisoires pour la qualité des sols, mais ils sont entachés par les mêmes problèmes liés aux tests de phytotoxicité (Environnement Canada, 1995).

Des études réalisées à la demande du CCME en 2001 et faisant appel à des techniques de pointe pour le suivi des composés volatils ont porté sur la toxicité du benzène pour le collembole (*Onychiurus folsomi*) et le ver de terre (*Eisenia andrei*). Dans les sols grossiers, la CI_{25} pour les collemboles était de $63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et les CSEO et CME0

pour les effets nocifs chez le ver de terre étaient, respectivement, de 0 et de $172 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ESG, 2002). Les résultats obtenus par ESG (2002) pour les sols fins ont été revus par Komex (2002) afin de prendre en compte les pertes par volatilisation entre le moment où le produit était introduit dans l'échantillon et celui où il était mis en présence des invertébrés, 24 heures plus tard. (Des calculs semblables avaient été réalisés par ESG pour les données obtenues en sols grossiers.) Dans les sols fins, la CL_{25} pour les collemboles était donc de $99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, tandis que la CSEO et la CMEO pour les effets nocifs chez les vers de terre étaient respectivement de 63 et $97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Komex, 2002).

Bétail et faune

Il existe très peu d'information sur le métabolisme du benzène chez le bétail et la faune. Aucune étude sur les effets toxiques du benzène sur les mammifères sauvages, les oiseaux ou le bétail n'a été repérée.

Effets chez les humains et les animaux de laboratoire

Le métabolisme aérobie du benzène comporte l'hydroxylation et l'oxydation enzymatiques, par l'entremise de systèmes induits par l'oxydase. Cette réaction a été détectée et mesurée chez un large éventail d'organismes (Malins, 1977; Fishbein, 1984; Smith, 1990). Les mécanismes du métabolisme du benzène ne sont pas les mêmes chez les bactéries et les mammifères. Dans les systèmes mammaliens, incluant les humains, l'oxydation initiale du benzène est effectuée par le système d'oxydase à fonctions multiples (Fishbein, 1984). L'intermédiaire oxydé peut être subséquentement hydroxylé pour former du phénol, de l'hydroquinone ou du catéchol. Ces produits peuvent ensuite être métabolisés par différents processus ou simplement être excrétés. Les intermédiaires du processus métabolique des mammifères sont maintenant considérés comme la cause première de la toxicité chronique du benzène.

Avec un coefficient de partage ($\log K_{oc}$) de 2,13, le benzène est facilement absorbé par la membrane cellulaire. Les effets narcotiques généraux causés par l'action du benzène sur la membrane comprennent l'inhibition de la transmission nerveuse et la dépression généralisée des fonctions du système nerveux central, l'inhibition de l'échange gazeux et la diminution de la capacité de l'hémoglobine à capter l'oxygène et l'inhibition de la capacité de certains récepteurs à la surface des cellules à se lier aux ligands appropriés, désensibilisant ainsi les cellules aux réponses hormonales.

Slooff (1988) a noté que la dose toxique aiguë de benzène

pour les rats était de $41,6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, mesurée en tant que CL_{50} - 4 h pour l'inhalation de benzène. Chez les mammifères de laboratoire, les effets du benzène varient de façon appréciable selon le sexe et l'espèce. Shubik et coll. (1962) ont appliqué 0,05 mL de benzène sur une surface de 2 cm^2 sur des rats et des lapins de laboratoire trois fois par semaine. Au bout de 60 j, tous les rats mâles exposés étaient morts, mais seulement 52 % des femelles. Un traitement similaire sur des lapins n'a produit aucun effet. Selon Tice et coll. (1980), une souche extrêmement sensible de souris de laboratoire (DBA/2) démontre aussi des différences sexuelles distinctes dans sa réponse au benzène.

Pratiquement toute l'information détaillée sur la toxicité chronique du benzène provient d'études sur les mammifères, en particulier sur les humains (Fishbein, 1984; Manahan, 1989). À son entrée dans l'appareil circulatoire des mammifères, soit par inhalation ou par application topique, le benzène se répartit entre les phases aqueuses et les composantes lipidiques des tissus.

Chez les mammifères, le principal effet chronique se manifeste sur les cellules de l'appareil sanguin. L'exposition chronique à de faibles concentrations chez les humains produit des troubles sanguins, comme la pancycopénie, qui est une diminution des trois types d'éléments constituant du sang (érythrocytes, leucocytes et plaquettes). Le benzène est un cancérigène connu, produisant spécifiquement la leucémie myélogène aiguë (CIRC, 1982). Au cours d'expériences sur des mammifères (p. ex., rats et souris), on a noté une sensibilité très variable à la cancérogénéité du benzène selon le tissu et l'espèce exposés (Byard, 1982), l'effet le plus répandu étant la tumorigénicité. La leucémie myélogène aiguë n'a pas été observée chez d'autres mammifères exposés au benzène (Andrews et Snyder, 1991).

Santé Canada a établi à $15 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ la concentration admissible de benzène par inhalation correspondant à une probabilité de cancer de 5 %, et ce après une exposition durant la vie entière (Santé Canada, 1996). Par conséquent, la concentration à risque spécifique par inhalation, évaluée en fonction d'un excès de risque de cancer de 10^{-6} , est de $0,0003 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, et pour un excès de risque de cancer de 10^{-5} , elle est de $0,003 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Pour l'ingestion par voie orale, Santé Canada (2003) fournit un facteur de pente pour le benzène de $0,31 (\text{mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{mc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1})^{-1}$. La dose à risque spécifique (DRS) donnant lieu à un excès de risque de cancer de 10^{-6} est donc de $0,000032 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{mc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$, et pour un excès de risque de cancer de 10^{-5} , elle est de $0,00032 \text{ mg}\cdot\text{kg}\cdot\text{mc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terres selon la procédure décrite dans CCME (1996a), à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation (tableaux 1a et 1b). Diverses modifications apportées au protocole de 1996 et appliquées au standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2000) ont aussi été appliquées à l'élaboration de ces recommandations, y compris celles visant les diverses textures de sols (grossières ou fines) et les profondeurs (surface et sous-sol). Tel que défini dans le standard, les sols à texture fine sont ceux qui contiennent plus de 50 %, en masse, de particules de diamètre moyen inférieur à 75 µm ($D_{50} < 75 \mu\text{m}$). Les sols à texture grossière sont ceux qui contiennent plus de 50 %, en masse, de particules de diamètre moyen supérieur à 75 µm ($D_{50} > 75 \mu\text{m}$). On entend par sol de surface les matières minérales meubles à la surface immédiate de la terre qui servent de milieu naturel pour la croissance des plantes terrestres jusqu'à une profondeur de 1,5 m, et par sous-sol le régolite meuble au-dessus de la nappe d'eau souterraine qui ne participe pas aux processus de formation du sol et qui comprend supposément les matières de la zone vadose qui se trouvent à plus de 1,5 m de profondeur. L'élaboration détaillée des recommandations pour la qualité des sols concernant le benzène dans le sol est décrite dans Environnement Canada (2004).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols : environnement (RQS_E) ont trait au contact avec le sol et sont fondées sur des données provenant d'études de toxicité portant sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terres à utilisation agricole, on tient compte aussi des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est aussi effectuée lorsque l'on dispose de données pertinentes. En ce qui a trait aux terrains à utilisation industrielle, une vérification portant sur la migration hors site est aussi effectuée.

En ce qui concerne le benzène, les données permettent d'élaborer une recommandation pour le contact des plantes et des invertébrés avec le sol (tableaux 2 et 3). Les données étaient cependant insuffisantes pour le calcul

d'une valeur de vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. L'ensemble de données ne permettait pas non plus de se conformer aux exigences du protocole du CCME (1996) pour le calcul d'une recommandation pour l'ingestion de sol et de nourriture, mais le processus de détermination des doses journalières admissibles pour les humains a été adapté pour le calcul de doses seuils quotidiennes pour le bétail. Une bioconcentration appréciable du benzène dans le fourrage du bétail n'étant pas anticipée, une recommandation n'a été calculée que pour l'ingestion de sol par le bétail (non pour l'ingestion de nourriture). Des valeurs de vérification pour l'eau souterraine ont été calculées afin de déterminer les concentrations de benzène dans le sol sans danger pour la vie aquatique d'eau douce et le bétail en contact avec l'eau souterraine rejetée dans les eaux de surface. Ces valeurs de vérification pour l'eau souterraine ne servent pas à la détermination des RQS_E, mais devraient être utilisées pour l'évaluation du site (tableaux 2 et 3). Aucune vérification de la migration hors site n'a été effectuée pour le benzène puisque, en raison de la volatilité et de la biodégradabilité du benzène, il est improbable que d'importantes quantités subsistent après le transport du sol par le vent ou l'eau.

Il est recommandé d'utiliser les recommandations relatives au sol ingéré à titre de RQS_E pour les sols de surface à texture grossière et fine utilisés à fins agricoles. Dans le cas des sous-sols à utilisation agricole et de tous les types de sols, de toutes les profondeurs, dont l'utilisation n'est pas agricole, il est recommandé d'utiliser la recommandation sur le contact avec le sol à titre de RQS_E.

***Recommandations pour la qualité des sols :
protection de la santé humaine***

L'élaboration de recommandations pour la qualité des sols visant la santé humaine (RQS_{SH}) pour les contaminants sans concentration seuil produisant un effet (carcinogènes) exige d'utiliser une dose critique à risque spécifique fondée sur les risques cumulatifs à vie résultant de l'ingestion de sol. Pour toutes les utilisations des terres, le stade adulte a été utilisé comme récepteur pour l'examen du risque à vie de cancer. Dans le cas des contaminants sans concentration seuil produisant un effet, l'exposition des humains doit être réduite le plus possible.

Le CCME (1996a) a noté que les décisions réglementaires prises sur la gestion des terrains contaminés au Canada étaient fondées sur un excès de risque de cancer se situant entre 10^{-4} et 10^{-7} . Depuis 1996, les autorités compétentes canadiennes ont généralement fixé à 10^{-5} ou à 10^{-6} l'excès de risque de cancer aux fins du calcul des expositions modélisées à la base des recommandations numériques présentées sous forme de tableaux. Le choix d'une de ces deux valeurs conventionnelles de l'excès de risque ou d'une autre valeur est une décision stratégique, et non pas scientifique, qui appartient à chaque autorité compétente. Pour des raisons de commodité, le CCME fournit des recommandations fondées sur des excès de risque de 10^{-5} et de 10^{-6} pour les situations où *la protection de l'eau potable ne constitue pas une voie active*.

En ce qui concerne les recommandations pour la qualité des sols visant à protéger l'eau souterraine en tant que source d'eau potable, le GTRQS du CCME utilise les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (le cas échéant) à titre de concentrations cibles acceptables ou souhaitables dans l'eau souterraine (lorsque le degré de contamination des eaux souterraines dépasse les recommandations). Comme les recommandations pour la qualité des eaux constituent des limites réglementaires dans de nombreux territoires, les niveaux de risque liés à ces concentrations dans l'eau ne sont pas évalués. Les recommandations servent plutôt de concentrations cibles permettant la déduction d'une concentration limite pour la qualité des sols qui ne donnera pas lieu à un degré de contamination de l'eau par lixiviation supérieur à la recommandation pour la qualité de l'eau. Par conséquent, aucune plage de niveaux de risque acceptables n'est associée aux recommandations pour la qualité des sols visant à protéger l'eau souterraine en tant que source d'eau potable. Il est à noter, cependant, que la plage d'excès de risque de cancer mentionnée plus haut (10^{-5} à 10^{-6}) correspond aux valeurs jugées « essentiellement négligeables » aux fins de l'élaboration des CMA pour les cancérigènes dans l'eau potable (Santé

et Bien-être social Canada, 1989).

Des recommandations portant sur l'ingestion et le contact cutané ont été calculées pour tous les sols de surface. Il a été jugé que ces deux voies ne s'appliquaient pas aux sous-sols, à moins que le sol ne soit perturbé. Des recommandations pour l'inhalation de sol n'ont été calculées pour aucune des utilisations des terres et pour aucun type de sol. Des valeurs de vérification ont cependant été obtenues pour l'inhalation de vapeurs à l'intérieur de bâtiments. Une valeur de vérification pour l'eau souterraine a été calculée afin de déterminer les concentrations de benzène dans le sol qui ne seraient pas nuisibles à l'eau potable.

La RQS_{SH} est la plus faible des recommandations et des valeurs de vérification pour la santé humaine. Par conséquent, les valeurs recommandées pour l'inhalation de vapeurs de benzène à l'intérieur lorsque l'excès de risque de cancer à vie est fixé à 10^{-6} sont celles qui sont recommandées à titre de RQS_{SH} pour toutes les utilisations des terres à sols de surface de texture grossière et pour les utilisations agricoles et résidentielles/parcs à sous-sols à texture grossière (tableaux 2 et 3). Dans toutes les autres situations, y compris celles où l'excès de risque de cancer à vie attribuable au benzène est fixé à 10^{-5} (tableaux 2 et 3), la valeur de vérification de l'eau souterraine pour la protection de l'eau potable est recommandée à titre de RQS_{SH}.

**Recommandations pour la qualité des sols
concernant le benzène**

Les recommandations pour la qualité des sols sont destinées à protéger à la fois l'environnement et la santé humaine et correspondent aux valeurs les plus faibles des RQS_{SH} et des RQS_E. Pour toutes les utilisations des terres et tous les types de sols, la recommandation correspond à la concentration dans le sol calculée pour la RQS_{SH} (tableaux 1a et 1b).

Les données s'avérant suffisantes à l'obtention d'une RQS_{SH} et d'une RQS_E pour chaque utilisation des terres, la recommandation pour la qualité des sols constitue une recommandation nouvelle et pleinement intégrée pour chaque utilisation. Les critères provisoires de qualité des sols pour le benzène (CCME, 1991) et les recommandations pour la qualité des sols pour le benzène obtenues en 1997 sont donc remplacés.

Le CCME (1996b) donne des conseils sur les modifications qui peuvent être apportées à la recommandation finale pour la qualité des sols lors de l'établissement d'objectifs particuliers à un lieu.

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification pour le benzène (mg·kg⁻¹) dans les sols de surface

SOLS DE SURFACE	Utilisation des terres							
	Agricole		Résidentielle/ parcs		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
Recommandations – excès de risque de 10⁻⁶	0,0095^a	0,0068^a	0,0095^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a
Recommandations – excès de risque de 10⁻⁵	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification - excès de risque de 10⁻⁶								
RQS_{SH}	0,0095 ^b	0,0068 ^b	0,0095 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b
Ingestion de sol – recommandation	11	11	11	11	11	11	11	11
Contact cutané avec le sol – recommandation	25	25	25	25	25	25	25	25
Inhalation de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de l'air intérieur (sous-sol) – vérification	0,015	0,21	0,015	0,21	—	—	—	—
Inhalation de l'air intérieur (dalle) – vérification	0,0095	0,21	0,0095	0,21	0,030	0,28	0,030	0,28
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (potable) – vérification	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
Produits, viande et lait – vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification - excès de risque de 10⁻⁵								
RQS_{SH}	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b
Ingestion de sol – recommandation	110	110	110	110	110	110	110	110
Contact cutané avec le sol – recommandation	250	250	250	250	250	250	250	250
Inhalation de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de l'air intérieur (sous-sol) – vérification	0,15	2,1	0,15	2,1	—	—	—	—
Inhalation de l'air intérieur (dalle) – vérification	0,095	2,1	0,095	2,1	0,30	2,8	0,30	2,8
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (potable) – vérification	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
Produits, viande et lait – vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Environnement – recommandations/valeurs de vérification								
RQS_E	25 ^e	25 ^e	31 ^f	60 ^f	180 ^f	310 ^f	180 ^f	310 ^f
Contact avec le sol – recommandation	31	60	31	60	180	310	180	310
Ingestion de sol et de nourriture – recommandation	25	25	—	—	—	—	—	—
Cycle des nutriments et de l'énergie – vérification	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (bétail) – vérification	1,7 ^h	NC ⁱ	—	—	—	—	—	—
Eau souterraine (vie aquatique) – vérification	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ
Critères provisoires pour la qualité des sols (CCME 1991)	0,05		0,5		5		5	

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret représente une recommandation ou une valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation des terres et qui, par conséquent, n'a pas été calculée.

- ^a Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E . La recommandation pour la qualité des sols est donc la plus faible des deux et constitue une nouvelle recommandation pleinement intégrée pour cette utilisation des terres qui a été obtenue conformément au protocole pour les sols (CCME, 1996a). Le critère de qualité provisoire correspondant pour la qualité des sols (CCME, 1991) est donc remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.
- ^b La RQS_{SH} correspond aux recommandations et valeurs de vérification les plus faibles.
- ^c Étant donné la volatilité et le caractère biodégradable du benzène, il est peu probable que des quantités appréciables demeurent en place après un transport du sol par le vent ou l'eau et cette voie n'a donc pas été évaluée.
- ^d Cette valeur de vérification a pour objet d'assurer une protection contre les produits chimiques qui pourraient être bioconcentrés dans la nourriture destinée aux humains. On ne croit pas que le benzène puisse avoir un tel comportement et cette voie n'a donc pas été évaluée.
- ^e La RQS_E est fondée sur la recommandation la plus faible pour le contact avec le sol et l'ingestion de sol et de nourriture.
- ^f La RQS_E est fondée sur la recommandation pour le contact avec le sol.
- ^g Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour le calcul d'une valeur de vérification pour le cycle des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation des terres.
- ^h Cette valeur de vérification pour l'eau souterraine est provisoire car, au moment des calculs, il n'existait pas de recommandation pour la qualité de l'eau au Canada pour la protection de l'eau servant à abreuver le bétail (benzène) ayant pu servir de base à cette valeur de vérification. Le détail des calculs est donné dans le document scientifique à l'appui (Environnement Canada, 2004). Cette valeur de vérification ne sert pas à déterminer la recommandation nationale pour la qualité des sols, elle ne sert que de référence pour des applications particulières à un lieu.
- ⁱ La valeur de vérification pour l'eau souterraine n'a pas été déterminée, les calculs ayant montré que, en une période de 100 ans, l'eau souterraine migrait sur moins de 10 mètres dans les sols fins. En l'absence de données mesurées appropriées, une conductivité hydraulique de $32 \text{ m}\cdot\text{an}^{-1}$ devrait être supposée pour les applications particulières à un lieu où la protection de l'eau potable constitue une voie active.
- ^j Cette valeur de vérification pour l'eau souterraine ne sert pas à déterminer la recommandation nationale pour la qualité des sols, elle ne sert que de référence pour des applications particulières à un lieu.

Tableau 3. Recommandations pour la qualité des sols et valeurs de vérification pour le benzène (mg·kg⁻¹) dans les sous-sols

SOUS-SOLS	Utilisation des terres							
	Agricole		Résidentielle/ parcs		Commerciale		Industrielle	
	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin	Grossier	Fin
Recommandations – excès de risque de 10⁻⁶	0,011^a	0,0068^a	0,011^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a
Recommandations – excès de risque de 10⁻⁵	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a	0,030^a	0,0068^a
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification – excès de risque de 10⁻⁶								
RQS_{SH}	0,011 ^b	0,0068 ^b	0,011 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b
Ingestion de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Contact cutané avec le sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation d’air intérieur (sous-sol) – vérification	0,015	0,21	0,015	0,21	—	—	—	—
Inhalation d’air intérieur (dalle) – vérification	0,011	0,22	0,011	0,22	0,032	0,29	0,032	0,29
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (potable) – vérification	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
Produits, viande et lait – vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Santé humaine – recommandations/valeurs de vérification – excès de risque de 10⁻⁵								
RQS_{SH}	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b	0,030 ^b	0,0068 ^b
Ingestion de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Contact cutané avec le sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation de sol – recommandation	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Inhalation d’air intérieur (sous-sol) –	0,15	2,1	0,15	2,1	—	—	—	—
Inhalation d’air intérieur (dalle) – vérification	0,11	2,2	0,11	2,2	0,32	2,9	0,32	2,9
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (potable) – vérification	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068	0,030	0,0068
Produits, viande et lait – vérification	NC ^d	NC ^d	NC ^d	NC ^d	—	—	—	—
Environnement – recommandations/valeurs de vérification								
RQS_E	62 ^e	120 ^e	62 ^f	120 ^f	360 ^f	620 ^f	360 ^f	620 ^f
Contact avec le sol – recommandation	62	120	62	120	360	620	360	620
Ingestion de sol et de nourriture – recommandation	NC	NC	—	—	—	—	—	—
Cycle des nutriments et de l’énergie – vérification	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Migration hors site – vérification	—	—	—	—	—	—	NC ^c	NC ^c
Eau souterraine (bétail) – vérification	1,7 ^h	NC ⁱ	—	—	—	—	—	—
Eau souterraine (vie aquatique) - vérification	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ	1,0 ^j	NC ⁱ
Critères provisoires pour la qualité des sols (CCME 1991)	0,05		0,5		5		5	

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine. Le tiret représente une recommandation ou une valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d’exposition pour cette utilisation des terres et qui, par conséquent, n’a pas été calculée.

^aLes données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_{SH} et une RQS_E. La recommandation pour la qualité des sols est donc la plus faible des deux et constitue une nouvelle recommandation pleinement intégrée pour cette utilisation des terres qui a été obtenue conformément au protocole pour

les sols (CCME, 1996a). Le critère de qualité provisoire correspondant pour la qualité des sols (CCME, 1991) est donc remplacé par la recommandation pour la qualité des sols.

^b La RQS_{SH} correspond aux recommandations et valeurs de vérification les plus faibles.

^c Étant donné la volatilité et le caractère biodégradable du benzène, il est peu probable que des quantités appréciables demeurent en place après un transport du sol par le vent ou l'eau et cette voie n'a donc pas été évaluée.

^d Cette valeur de vérification a pour objet d'assurer une protection contre les produits chimiques qui pourraient être bioconcentrés dans la nourriture destinée aux humains. On ne croit pas que le benzène puisse avoir un tel comportement et cette voie n'a donc pas été évaluée.

^e La RQS_E est fondée sur la recommandation la plus faible pour le contact avec le sol et l'ingestion de sol et de nourriture.

^f La RQS_E est fondée sur la recommandation pour le contact avec le sol.

^g Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour le calcul d'une valeur de vérification pour le cycle des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation des terres.

^h Cette valeur de vérification pour l'eau souterraine est provisoire car, au moment des calculs, il n'existait pas de recommandation pour la qualité de l'eau au Canada pour la protection de l'eau servant à abreuver le bétail (benzène) ayant pu servir de base à cette valeur de vérification. Le détail des calculs est donné dans le document scientifique à l'appui (Environnement Canada, 2004). Cette valeur de vérification ne sert pas à déterminer la recommandation nationale pour la qualité des sols, elle ne sert que de référence pour des applications particulières à un lieu.

ⁱ La valeur de vérification pour l'eau souterraine n'a pas été déterminée, les calculs ayant montré que, en une période de 100 ans, l'eau souterraine migrait sur moins de 10 mètres dans les sols fins. En l'absence de données mesurées appropriées, une conductivité hydraulique de 32 m·an⁻¹ devrait être supposée pour les applications particulières à un lieu où la protection de l'eau potable constitue une voie active.

^j Cette valeur de vérification pour l'eau souterraine ne sert pas à déterminer la recommandation nationale pour la qualité des sols, elle ne sert que de référence pour des applications particulières à un lieu.

Références

- Aelion, C.M. et P.M. Bradley. 1991. Aerobic biodegradation potential of subsurface microorganisms from a jet fuel-contaminated aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:57–63.
- Anderson, T.A., J.J. Beauchamps et B.T. Walton. 1991. Organic chemicals in the environment: Fate of volatile and semivolatile organic chemicals in soil: Abiotic vs. biotic losses. *J. Environ. Qual.* 20:420–424.
- Andrews, L.S. et R. Snyder. 1991. « Toxic effects of solvents and vapours », dans *Casarett and Doull's toxicology: The basic science of poisons*, M.O. Amdur, J. Doull et C.D. Klaassen, éd. Pergamon Press, New York.
- Ashworth, R.A., G.B. Howe, M.E. Mullins et T.N. Rogers. 1988. Air-water partitioning coefficients of organics in dilute aqueous solution. *J. Hazard. Mater.* 18:25–36.
- Barbaro, J.R., J.F. Barker, L.A. Lemon, R.W. Gillham et C.I. Mayfield. 1991. In situ cleanup of benzene in groundwater by employing denitrifying bacteria. Institut canadien des produits pétroliers, Ottawa.
- Barker, J.F., E.A. Sudicky, C.I. Mayfield et R.W. Gillham. 1989. *Petroleum hydrocarbon contamination of groundwater: Natural fate and in situ remediation, a summary report*. Rapport n° 89-5 de l'APCE. Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, Ottawa.
- Budavari, S. (éd.). 1989. *The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. 11^e éd. Merck and Co. Inc., Rahway, NJ.
- Burbach, B.L., J.J. Perry et L.E. Rudd. 1994. Effect of environmental pollutants and their metabolites on a soil mycobacterium. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 41:134–136.
- Byard, J.L. 1982. « Detection and evaluation of potential hazards to human health », dans *Genetic toxicology: An agricultural perspective*, R.A. Fleck et A. Hollaender, éd. Plenum Publishing Corp., New York.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. CCME, Winnipeg.
- . 1996a. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole figure au chapitre 7 des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1996b. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada*. CCME, Winnipeg. [Repris dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 2000. *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol : Justification scientifique*, Supplément technique, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- . 2001. *Standard pancanadien relatif au benzène 1^{er} volet : Sommaire national – Rapport d'étape annuel*, décembre 2001, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Chiou, C. 1989. « Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter », dans *Reactions and movement of organic chemicals in soils*, B.L. Sawhney et K. Brown, éd. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. No. 22. Soil Science Society of America Inc., Madison WI.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). 1982. *Benzene. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, vol. 29. Lyon, France.
- Cross, A.J., J.C. McFarlane et C.W. Frank. 1979. *Benzene vapor depletion in the presence of plants*. EPA-600/3-79-096. U.S. Environmental Protection Agency, Monitoring Systems Research and Development Division, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Las Vegas, NV.
- Currier, H.B. 1951. Herbicidal properties of benzene and certain methyl derivatives. *Hilgardia* 20:383–405.
- Dumshidze, S.V. et D.S.H. Ugrekhelidze. 1969. Degradation of benzene in tea plants. *Doklady Akademii Nauk SSSR* 184:228
- English, C.W. et R.C. Loehr. 1991. Degradation of organic vapors in unsaturated soils. *J. Hazard. Mater.* 28:55–63.
- Environnement Canada. 1995. *Toxicity testing of National Contaminated Sites Remediation Program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites*. Service de la conservation de l'environnement, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Division des recommandations, Ottawa. Inédit.
- . 2004. *Canadian soil quality guidelines for benzene. Scientific supporting document*. Bureau des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Ottawa.

- Environmental Science and Engineering, Inc. 1991. *Naturally occurring benzene, toluene and xylenes in soils*. Health and Environmental Sciences Departmental Report. American Petroleum Institute, Washington, DC.
- ESG International Inc. 2002. *Quantification of the exposure concentrations and toxicity of BTEX compounds in soil*. Rapport préparé pour le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité du sol, Conseil canadien des ministres de l'environnement, rapport G1603 – juin 2002.
- Fishbein, L. 1984. An overview of environmental and toxicological aspects of aromatic hydrocarbons. I. Benzene. *Sci. Total Environ.* 40:189–218.
- Gibson, D.T. 1977. « Biodegradation of aromatic petroleum hydrocarbons », dans *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms*, D.A. Wolfe, éd. Pergamon Press, Oxford.
- Grbić-Galić, D. et T.M. Vogel. 1987. Transformation of toluene and benzene by mixed methanogenic cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 53:254–260.
- Hansch, C. et A. Leo. 1979. *Substitute constants for correlation analysis in chemistry and biology*. John Wiley and Sons, New York.
- Hartenstein, R. 1982. Effect of aromatic compounds, humic acids and lignins on growth of the earthworm *Eisenia foetida*. *Soil Biol. Biochem.* 14:595–599.
- Jacques, A.P. 1990. *National inventory of sources and emissions of benzene (1985)*. Rapport EPS 5/AP/1. Environnement Canada, Ottawa.
- Jury, W.A., D. Russo, G. Streile et H. El Abd. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resour. Res.* 26:13–20.
- Karimi, A.A., W.J. Farmer et M.M. Cliath. 1987. Vapour-phase diffusion of benzene in soil. *J. Environ. Qual.* 16:38–43.
- Kirk, R.E., D.F. Othmer, M. Grayson et D. Eckroth. 1991. *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. 4^e éd. John Wiley, New York.
- Komex. 2002. *Derivation of revised benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes soil guidelines*. Préparé par Komex International Ltd. pour le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité du sol du Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Korte, F. et W. Klein, 1982. Degradation of benzene in the environment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 6:311–327.
- Mackay, D.M., P.V. Roberts et J.A. Cherry. 1985. Transport of organic contaminants in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 19:384–392.
- Malins, D.C. 1977. « Biotransformation of petroleum hydrocarbons in marine organisms indigenous to the arctic and subarctic », dans *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems*, D.A. Wolfe, éd. Pergamon Press, Oxford.
- Manahan, S.E. 1989. *Toxicological chemistry: A guide to toxic substances in chemistry*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. *Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow*. Version 1.0a. PIBS 2792. Division de l'élaboration des normes, Section de phytotoxicologie, Toronto.
- Rebhun, M., R. Kalabo, L. Grossman, J. Manka et Ch. Rav-Acha. 1992. Sorption of organics on clay and synthetic humic-clay complexes simulating aquifer processes. *Water Res.* 26:79–84.
- Rogers, R.D., J.C. McFarlane et A.J. Cross. 1980. Adsorption and desorption of benzene in two soils and montmorillonite clay. *Environ. Sci. Technol.* 14:457–460.
- Rosenberg, E. et D.L. Gutnick. 1980. « The hydrocarbon-oxidizing bacteria », dans *The prokaryotes: A handbook on habitats, isolation, and identification of bacteria*, M.P. Starr, H. Stolp, H.G. Trüper, A. Balows et H.G. Schlegel, édés. Springer-Verlag, Berlin.
- Rutherford, D.W. et C.T. Chiou. 1992. Effect of water saturation in soil organic matter on the partition of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 26:965–970.
- Santé Canada. 1996. *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaires calculées en fonction de critères sanitaires*. Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé. 96-DHM-194.
- . 2003. *Federal contaminated site risk assessment in Canada. Part II: Health Canada toxicological reference values (TRVs)*. Version 1.0, 3 octobre 2003. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. « Méthode de calcul des concentrations maximales acceptables et des objectifs d'ordre esthétique pour les substances chimiques de l'eau potable. » Dans : *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Documentation à l'appui*. Préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, mai 1989.
- Scheunert, I. et F. Korte. 1986. « Comparative laboratory and outdoor studies on the behaviour of ¹⁴C-labelled chlorinated benzenes in soil », dans *Contaminated soil*, J.W. Assink et W.J. van den Brink, édés. Nijhoff, Dordrecht, Pays-Bas.
- Shiu, W.Y., K.C. Ma, D. Mackay, J.N. Seiber et R.D. Wauchope. 1990. Solubilities of pesticide chemicals in water. Part I, Environmental physical chemistry. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 116:1–11.
- Shubik, P., U. Saffiotti, W. Lijinsky, G. Pietra, H. Rappaport, B. Toth, C.H. Raha, L. Tomatis, R. Feldman et H. Ramahi. 1962. Studies on the toxicity of petroleum waxes. *Toxicol. Applied Pharmacol.* (Supp. 4) 4:1-62.
- Sims, R.C. 1990. Soil remediation techniques at uncontrolled hazardous waste sites: A critical review. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 40:704–732.
- Slooff, W. 1988. *Integrated criteria document: Benzene*. Rapport n° 758476003. National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Bilthoven, Pays-Bas.
- Smith, M.R. 1990. The biodegradation of aromatic hydrocarbons by bacteria. *Biodegradation* 1:191–206.
- Song, H.G., X. Wang et R. Bartha. 1990. Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:652–656.
- SPE (Service de la protection de l'environnement). 1984. *Benzene: Environmental and technical information for problem spills*. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Direction des services techniques, Ottawa.
- Statistique Canada. 2003. Ventes de carburants destinés aux véhicules automobiles, par provinces et territoires. Tableau CANSIM 405-0002. www.statcan.ca/francais/Pgdb/trade37a_f.htm.
- Tice, R.T., D.L. Costa et R.T. Drew. 1980. Cytogenetic effects of inhaled benzene in murine bone marrow: Induction of sister chromatid exchanges, chromosomal aberrations, and cellular proliferation inhibition in DBA/2 mice. *Proc. Nat. Acad. Sci. (U.S.)*. 77:2148–2152.
- Topp, E., I. Scheunert et F. Korte. 1989. Kinetics of the uptake of ¹⁴C-labelled chlorinated benzenes from soil by plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 17:157–166.
- Tucker, W.A., C.T. Huang et R.E. Dickinson. 1986. *Environmental fate and transport of benzene in Florida groundwater*. American Petroleum Institute, Washington, DC.
- Walton, B.T., T.A. Anderson, M.S. Hendricks et S.S. Talmage. 1989. Physicochemical properties as predictors of organic chemical effects on soil microbial respiration. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:53–63.
- Westberg, H., K. Sexton et D. Flyckt. 1981. Hydrocarbon production and photochemical ozone formation in forest burn plumes. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 31:661.

Ce feuillet d'information a initialement été publié dans le document de travail intitulé « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols » (Conseil canadien des ministres de l'environnement, mars 1997, Winnipeg). Une version revue et corrigée a été présentée dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (CCME, 1999). En 2002-2004, de nouvelles recommandations ont été élaborées pour le benzène et le feuillet a fait l'objet d'une nouvelle mise à jour.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2004. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – benzène (2004) », dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Révisé en 2011

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
Sans frais : (800) 805-3025
Adresse Internet : <http://www.ccme.ca>

Also available in English