



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

HYDROCARBURES
AROMATIQUES
POLYCYCLIQUES
2010

La présente fiche d'information fournit des recommandations canadiennes pour la qualité des sols qui visent la protection de l'environnement et de la santé humaine et qui s'appliquent aux hydrocarbures aromatiques polycycliques non substitués courants (le tableau 1 et les figures 1 et 2 donnent des instructions sur la façon de mettre en œuvre les recommandations s'appliquant aux HAP à un terrain contaminé). Les recommandations pour la qualité des sols visant les HAP ont été élaborées en 2008 et révisées en 2010 pour en clarifier la méthode d'application. Il existe également un document justificatif scientifique détaillé se rattachant à ces recommandations (CCME, 2010). Les recommandations du CCME pour la qualité des sols qui s'appliquent au naphthalène et au benzo[*a*]pyrène et qui ont été élaborées en 1997 sont remplacées par celles de 2010.

Information générale

La contamination des sols par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) est très répandue au Canada en raison de la nature quasi ubiquiste de leurs principales sources, soit le rejet de divers hydrocarbures pétroliers ou de produits à base de charbon, et divers procédés/types de combustion, comme les gaz d'échappement des véhicules et une grande variété de procédés industriels.

Les HAP sont des groupes d'hydrocarbures complexes comportant au moins deux cycles benzéniques juxtaposés. Certains proviennent de sources anthropiques, d'autres de sources naturelles – en général, il s'agit des sous-produits de la combustion ou de la modification des terpénoïdes et des composés hétérocycliques d'origine végétale. Soulignons que les incendies de forêt et les éruptions volcaniques constituent également des sources naturelles de certains HAP.

Règle générale, la solubilité aqueuse des HAP est inversement proportionnelle au nombre de cycles benzéniques (ou non benzéniques) et au poids moléculaire. Le naphthalène, un composé à deux cycles, est l'HAP le plus soluble (solubilité aqueuse estimée de près de $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 25°C). L'indéno[1,2,3-*c,d*]pyrène, un HAP à six cycles, a une solubilité aqueuse beaucoup moins élevée à température ambiante ($2,2 \times 10^{-5} \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Les HAP de faible poids moléculaire sont souvent plus volatils à partir de l'eau pure (c.-à-d. ils ont une pression de vapeur et une constante de Henry plus élevées). À titre d'exemple, la pression de vapeur et la constante de Henry

du naphthalène sont de $8,5 \times 10^{-2} \text{ mm Hg}$ et de $4,83 \times 10^{-4} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$, respectivement, tandis que celles de l'indéno[1,2,3-*c,d*]pyrène sont de $1,0 \times 10^{-10} \text{ mm Hg}$ et de $1,6 \times 10^{-6} \text{ atm}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$, respectivement.

L'intérêt des chercheurs, des organismes de réglementation et du public pour les HAP est fondé en grande partie sur l'effet potentiellement cancérigène de ces substances. Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols présentées ici visent à combler les lacunes existantes en matière de gestion des sols canadiens contaminés par les HAP qui constituent un sujet de préoccupation, que l'on parle des risques pour la santé humaine associés à l'exposition à des HAP potentiellement cancérigènes, comme le benzo[*a*]pyrène et d'autres HAP ayant des modes d'action similaires mais un potentiel cancérigène différent, ou des effets écologiques de l'ensemble des HAP non substitués.

Les HAP non substitués que l'on sait ou croit fortement être cancérigènes pour les humains et autres mammifères sont les suivants :

- le benzo[*a*]anthracène;
- le benzo[*a*]pyrène;
- le benzo[*b*]fluoranthène;
- le benzo[*j*]fluoranthène;
- le benzo[*k*]fluoranthène;
- le chrysène;
- le dibenzo[*a,h*]anthracène;
- le benzo[*g,h,i*]pérylène;
- l'indéno[1,2,3-*c,d*]pyrène.

En plus des seize (environ) HAP « non substitués » couramment analysés en Amérique du Nord à l'aide d'échantillons prélevés dans l'environnement, il existe des centaines d'HAP contenant des atomes d'azote (N-) ou de soufre (S-) dans les cycles de carbone (hétérocycles) et/ou contenant diverses chaînes latérales liées au noyau aromatique. Les HAP alkyl-substitués, en particulier, sont des constituants courants des mélanges de HAP pétrogénétiques (dérivés du pétrole). À l'heure actuelle, on en connaît trop peu sur le devenir dans l'environnement et la toxicité (pour l'humain ou d'autres organismes) pour élaborer des recommandations canadiennes pour la qualité des sols s'appliquant aux HAP alkylés.

Les HAP des échantillons prélevés dans l'environnement se présentent presque toujours sous forme de mélange complexe, à quelques exceptions près – par exemple, dans les cas où le naphthalène a été utilisé et rejeté en l'absence d'autres HAP. Il faut donc considérer les risques et les

Figure 1. Comment appliquer les Recommandations canadiennes pour la qualité des sols s’appliquant aux HAP à un terrain contaminé.

Il n’existe aucune recommandation canadienne pour la qualité des sols qui protège à elle seule la santé humaine et la protection de l’environnement contre tous les HAP. En vue de garantir que les récepteurs humains et écologiques sont protégés, il faut suivre le processus suivant (effectuer les étapes **1**, **2** et **3**).

Pour la protection de la santé humaine contre les HAP suivants :

effets cancérogènes des HAP;

benzo[a]anthracène
benzo[a]pyrène
benzo[b+j+k]fluoranthène
benzo[g,h,i]pérylène
chrysène
dibenzo[a,h]anthracène
indéno[1,2,3-c,d]pyrène

effets non cancérogènes des HAP (c.-à-d. effets non évalués en fonction de la cancérogénicité);

anthracène
acénaphène
acénaphtylène
fluoranthène
fluorène
naphtalène
phénanthrène
pyrène

La protection de la santé humaine contre les effets non cancérogènes des HAP n’a pas été évaluée; consulter les recommandations des autres juridictions concernant les mesures de protection.

Suivre

&

Étape 1

Calculer l’équivalence de toxicité totale relative au benzo[a]pyrène (ETT relative au B[a]P) pour s’assurer que les humains sont protégés contre un contact direct avec le sol contaminé.

Étape 2

Calculer l’indice de risque cumulatif de cancer (IRCC) pour s’assurer que les ressources d’eau potable sont protégées.

Pour la protection de la salubrité de l’environnement contre les HAP suivants :

effets non cancérogènes des HAP (c.-à-d. effets non évalués en fonction de la cancérogénicité);

anthracène
acénaphène
acénaphtylène
benzo[a]anthracène
benzo[a]pyrène
benzo[b]fluoranthène
benzo[k]fluoranthène
chrysène
dibenzo[a,h]anthracène
fluoranthène
fluorène
indéno[1,2,3-c,d]pyrène
naphtalène
phénanthrène
pyrène

Suivre

Étape 3

Comparer les HAP de façon individuelle avec les recommandations environnementales pour la qualité du sol appropriées, qui ont été élaborées en fonction des effets non cancérogènes.

Recommandations canadiennes pour la qualité des sols s'appliquant aux HAP
Protection de l'environnement et de la santé humaine

Tableau 1 : Recommandations pour la qualité des sols – HAP cancérigènes et non cancérigènes (mg·kg⁻¹)

REMARQUE IMPORTANTE (1) : Suivre les étapes 1 et 2 pour évaluer le risque que les effets cancérigènes des HAP posent pour la santé humaine. Suivre l'étape 3 (se reporter aux figures 1 et 2 et au texte de la fiche d'information pour obtenir davantage de détails) pour évaluer le risque que les effets non cancérigènes des HAP posent pour la salubrité de l'environnement.

REMARQUE IMPORTANTE (2) : Dans les cas de sols contaminés par des mélanges de goudron de houille ou de crésote, il faudrait multiplier l'équivalence de toxicité totale (ETT) relative au benzo[a]pyrène (B[a]P) par un facteur de sécurité de 3 avant de procéder aux comparaisons avec la RQS_{CD} afin de tenir compte du potentiel cancérigène des HAP alkylés et non alkylés pour lesquels il n'existe actuellement aucun facteur d'équivalence de toxicité (FET), mais qui sont susceptibles de contribuer au potentiel cancérigène du mélange.

Vocation du terrain				
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle

Recommandation : Voir la note REMARQUE IMPORTANTE (1) du tableau.

Étape

Recommandations pour la santé humaine fondées sur les effets cancérigènes des HAP

(voir la note de bas de page C ou D pour les HAP cancérigènes)

1	→ Contact direct (RQS _{CD}) – 10 ⁻⁶ risque ^a	ETT relative au B[a]P ^c de 0,6			
	→ Contact direct (RQS _{CD}) – 10 ⁻⁵ risque ^b	ETT relative au B[a]P ^c de 5,3			
2	→ Protection de la qualité de l'eau potable (RQS _{EP})	IRCC ≤ 1,0 ^d			

Recommandations pour la protection de l'environnement fondées sur les effets non cancérigènes des HAP

(ne pas se servir de ces valeurs pour protéger les humains; consulter les recommandations pour la santé humaine ci-dessus, pour les HAP cancérigènes; consulter les recommandations des autres administrations pour protéger les humains des effets non cancérigènes des HAP; dans les cas où un HAP a des effets cancérigènes et non cancérigènes sur les humains, il faut protéger la santé humaine en fonction de la menace se rapportant au cancer)

3	Anthracène (RQS _E)	2,5	2,5	32	32
	Benzo[a]pyrène (RQS _E)	20	20	72	72
	Fluoranthène (RQS _E)	50	50	180	180
	Naphtalène	0,013 ^e	0,013 ^e	0,013 ^e	0,013 ^e
	Phénanthrène	0,046 ^e	0,046 ^e	0,046 ^e	0,046 ^e
	Benzo[a]anthracène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10
	Benzo[b]fluoranthène ^f (CCME, 1991)	0,1	1	10	10
	Benzo[k]fluoranthène ^f (CCME, 1991)	0,1	1	10	10
	Benzo[b+j+k]fluoranthène ^f	0,1	1	10	10
	Dibenzo[a,h]anthracène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10
	Indeno[1,2,3-c,d]pyrène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10
Pyrène (CCME, 1991)	0,1	10	100	100	

Notes : RQS_{CD} = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct – protection de la santé humaine; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols – protection de l'environnement; RQS_{EP} = recommandation pour la qualité des sols – protection de la qualité de l'eau potable

^a RQS fondées sur un risque accru de cancer pour toute une vie (RACV) de 1 sur 1 000 000 (10⁻⁶).

^b RQS fondées sur un risque accru de cancer pour toute une vie (RACV) de 1 sur 100 000 (10⁻⁵).

^c ETT relative au B[a]P = Équivalence de toxicité totale relative au benzo[a]pyrène, soit la somme des potentiels cancérigènes estimés relatifs au B[a]P de tous les HAP non substitués potentiellement cancérigènes. L'équivalence de toxicité totale (ETT) relative au B[a]P pour un échantillon de sol est calculée en multipliant la concentration dans l'échantillon de chaque HAP par un facteur d'équivalence de toxicité (FET) relatif au B[a]P, indiqué ci-dessous, et en additionnant les produits (se reporter à la figure 2 pour un exemple de calcul d'ETT relative au B[a]P comprenant les mélanges d'HAP qui se trouvent dans le goudron de houille ou dans la crésote).

Facteurs d'équivalence de toxicité (FET) relatifs au B[a]P :

Benzo[a]anthracène	0,1	Benzo[g,h,i]pérylène	0,01	Indeno[1,2,3-c,d]pyrène	0,1
Benzo[a]pyrène	1	Chrysène	0,01		
Benzo[b+j+k]fluoranthène	0,1	Dibenzo[a,h]anthracène	1		

^d L'indice de risque cumulatif de cancer (IRCC) évalue les menaces potentielles pour la qualité des eaux souterraines potables provenant de la lixiviation de mélanges d'HAP cancérigènes du sol. L'IRCC est calculé en divisant la concentration dans le sol (numérateur) de chaque HAP cancérigène par la valeur de recommandation pertinente pour la qualité du sol pour la protection de l'eau potable (dénominateur) en vue de calculer un indice de risque pour chaque HAP, et ensuite d'additionner les indices de risque pour tout le mélange d'HAP, comme suit (voir la figure 2 pour un exemple de calcul d'IRCC) :

$$IRCC = \frac{[benzo(a)anthracène]}{0,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[benzo(b+j+k)fluoranthène]}{0,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[benzo(g,h,i)pérylène]}{6,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[benzo(a)pyrène]}{0,37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[chrysène]}{2,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[dibenzo(a,h)anthracène]}{0,23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[indéno(1,2,3-c,d)pyrène]}{2,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}}$$

^e Cette valeur est la recommandation pour la qualité des sols pour la protection de la vie aquatique. Les utilisateurs peuvent appliquer cette valeur à un lieu lorsque les impacts potentiels sur les eaux de surface avoisinantes constituent une préoccupation (la valeur peut être inférieure au seuil de détection commun dans certaines juridictions; il faut communiquer avec le juridiction pour obtenir des conseils). Si les répercussions sur les eaux de surface ne sont pas une source de préoccupation, il est recommandé de revenir à la RQS_E provisoire de 1997 s'appliquant au naphthalène et aux critères provisoires de 1991 pour la qualité des sols s'appliquant au phénanthrène (voir le tableau 2).

^f La résolution entre les pics de chromatographie en phase gazeuse du benzo[b]fluoranthène et du benzo[k]fluoranthène peut être difficile à obtenir. Lorsqu'il n'est pas possible de signaler ces deux HAP de façon distincte, il faut les signaler comme la somme de benzo[b+j+k]fluoranthène et comparer cette valeur à la recommandation pour les trois isomères combinés.

concentrations seuils acceptables sur le plan environnemental de l'ensemble des HAP présents, et non de chacun des HAP seulement.

Chacune des méthodes visant à gérer les risques environnementaux des mélanges présente des avantages et des désavantages en ce qui concerne la prise en considération de la variabilité de la composition des mélanges dans l'ensemble d'un site, de la variabilité de la toxicité en fonction du taxon et du type de sol, ainsi que des effets potentiellement non additifs (p. ex. interactions synergiques ou antagonistes) de chacun des constituants du mélange.

Il est très difficile de définir des recommandations pour la qualité des sols s'appliquant aux HAP puisqu'il est probable que l'organisme est exposé selon plus d'un mode de toxicité, et que les liens de causalité entre l'exposition et les effets sur l'organisme sont complexes et nécessitent souvent de nombreuses étapes intermédiaires. On recommande de lire le document scientifique détaillé justifiant l'élaboration de ces recommandations (CCME, 2008a) afin de bien comprendre les hypothèses et les limites.

Devenir dans l'environnement et comportement dans les sols

Les HAP sont des substances organiques relativement hydrophobes (WHO/IPCS, 1998). Leur tendance à se lier à la matière organique, à la surface des particules et aux lipides biologiques (et à quitter les milieux aqueux tels que la nappe phréatique) croît en général avec le nombre de cycles benzéniques du noyau aromatique – soit entre 2 (naphthalène) et 6 (benzo[g,h,i]pérylène). Dans l'ensemble des HAP non substitués, l'hydrophobie et la lipophilie varient d'un composé à l'autre. Le coefficient de partage octanol-eau (K_{oc}) du naphthalène, par exemple, est d'environ 2×10^3 , tandis que celui du benzo[g,h,i]pérylène est de 4×10^6 . Il y a un écart de trois à six ordres de grandeur entre le naphthalène et le benzo[g,h,i]pérylène relativement à la solubilité aqueuse, la tendance à passer de la matière organique hydrophobe à l'eau, la pression de vapeur à température ambiante et la volatilisation à partir de l'eau (constante de Henry).

L'adsorption et la biodégradation constituent les modes d'évolution les plus importants, notamment pour les HAP dont le poids moléculaire est élevé – ceux-ci demeurent bien fixés au sol. Les HAP à cinq ou six cycles peuvent présenter une très faible biodisponibilité pour les organismes terrestres (contact avec le sol) ou pour les organismes aquatiques (transfert des substances s'effectuant par l'intermédiaire de la nappe phréatique).

En général, la dégradation microbienne des HAP dans les sols constitue le processus le plus important en ce qui concerne les changements à moyen et à court terme de la quantité des substances (USEPA, 1990; Wild et al., 1991). La résistance à la dégradation microbienne dans les sols ou dans les eaux tend à augmenter elle aussi avec le poids moléculaire et le nombre de cycles. Si le naphthalène se dégrade rapidement dans la majorité des cas, les HAP à quatre, cinq ou six cycles ont tendance à se dégrader beaucoup plus lentement. En général, la biodégradation est beaucoup plus rapide en milieu aérobie qu'en milieu anaérobie (Neff, 1979).

Comportement et effets sur le biote

Processus microbiens

Il existe beaucoup d'information scientifique sur le rôle que jouent les microbes dans la biodégradation des HAP dans l'environnement et sur les facteurs qui influent sur les taux d'absorption et de dégradation des microbes. La quantité et la biomasse totales de microbes peuvent augmenter dans certains sites en raison de la capacité des consortiums microbiens hétérotrophes d'utiliser les HAP comme source d'énergie – ces HAP sont utilisés seuls ou métabolisés avec d'autres substances. On fait souvent abstraction d'un aspect de l'évolution et des effets des HAP : les risques que constitue la présence de divers métabolites microbiens tels que les HAP dihydroxy dans un site contaminé.

Il existe très peu d'études sur la tendance des HAP individuels ou des mélanges contenant des HAP à nuire à la capacité des communautés microbiennes mixtes et naturelles de participer aux cycles de l'écosystème énergie-carbone-azote-soufre-phosphore et autres macro et micronutriments. Les HAP individuels présents dans

les sols à faible concentration de l'ordre de quelques ppm peuvent avoir un effet sur les processus à médiation microbienne tels que la nitrification (Sverdrup et al., 2002a).

Plantes terrestres

Les données sur la toxicité pour les plantes des HAP présents dans les sols sont limitées. Les concentrations d'HAP individuels associées à une croissance réduite des plantes varient entre 30 et >2 000 mg·kg⁻¹. Toutefois, l'information dont on dispose ne concerne en général que les espèces agronomiques couramment analysées. De plus, les données dont on dispose sur chaque HAP s'appliquent à trop peu d'espèces végétales pour qu'on puisse élaborer une distribution fiable de la sensibilité des plantes; pour de nombreux HAP, il n'existe aucune donnée sur la phytotoxicité.

La capacité des plantes d'accumuler les HAP des sols et de les véhiculer à partir des racines jusqu'à la biomasse épigée est très limitée (Simonich et Hites, 1995). Les HAP de faible poids moléculaires (c.-à-d. ceux à deux, trois ou quatre cycles) peuvent être absorbés par les racines et véhiculés dans les plantes, mais ils ne semblent pas s'accumuler ou s'amplifier en concentrations relatives à celles dans le sol (EPRI, 1992). Les HAP de poids moléculaire élevé (c.-à-d. ceux à cinq cycles ou plus) peuvent être absorbés par les racines, mais ne devraient pas être véhiculés dans les plantes ou s'y accumuler (EPRI, 1992). Par conséquent, pour les herbivores, les risques associés à l'ingestion de plantes sont très faibles comparativement aux risques associés à l'ingestion occasionnelle de sol.

Invertébrés terrestres

La narcose non polaire – c.-à-d. l'absorption cutanée d'HAP provenant de l'eau interstitielle des sols et/ou l'ingestion d'HAP et leur partage dans les lipides corporels – constitue l'un des principaux modes de toxicité des HAP pour les invertébrés dans le sol du fait de l'exposition directe dans les sols (Sverdrup et al., 2002b). Toutefois, il faut se rappeler qu'il existe d'autres modes de toxicité des HAP.

La déficience reproductive chez la majorité des invertébrés des sols exposés de façon chronique aux HAP ainsi qu'à d'autres contaminants survient en général à des concentrations beaucoup plus faibles que la mortalité aiguë ou subchronique. La majorité des espèces sont bien adaptées aux perturbations de courte durée (p. ex. grand froid, sécheresse) et peuvent employer des mécanismes d'évitement contre le stress physiologique et/ou comportemental. Cependant, ces

mécanismes s'accompagnent normalement d'une période de jeûne pouvant nuire à la survie à long terme et, en particulier, à la fécondité. Les essais biologiques sur des sols contaminés par les HAP visant à évaluer la mortalité à court terme des lombrics, des collemboles et d'autres taxons d'invertébrés des sols peuvent entraîner des sous-estimations des risques réels pour ces populations d'invertébrés.

Étant donné que l'absorption dans les lipides à partir du sol risquent de constituer un facteur important dans la détermination des effets toxiques sur les invertébrés des sols, le coefficient de partage carbone organique-eau de chacun des HAP risque d'influer directement sur la concentration dans le sol à laquelle des effets nuisibles peuvent être observés.

Comme c'est le cas pour tous les contaminants organiques hydrophobes, la biodisponibilité et la toxicité des HAP pour les invertébrés des sols varient énormément selon le type de sol. De plus, les méthodes de prédiction de la toxicité sont très limitées, c'est pourquoi il est préférable d'effectuer des essais de toxicité en laboratoire.

Les données de toxicité pour diverses espèces de lombrics et de collemboles sont disponibles pour chacun des HAP. Pour un sommaire complet, voir le document du CCME (2008a).

Animaux sauvages et d'élevage

Il existe des lacunes importantes dans le domaine de l'écotoxicologie des HAP pour les animaux terrestres vertébrés, notamment les amphibiens, les reptiles et les oiseaux adultes, et les petits, moyens et gros mammifères herbivores, omnivores et carnivores. Les connaissances actuelles sur les risques des HAP pour les animaux d'élevage et sauvages sont presque entièrement fondées sur des études de laboratoire ayant été menées sur des rongeurs principalement afin d'en apprendre davantage sur les risques pour la santé humaine. Les recherches effectuées portaient principalement sur les effets cancérogènes des HAP.

Des indicateurs de stress biochimique provoqué par l'exposition aux HAP et des biomarqueurs de HAP (p. ex. présence d'hydroxypyrene dans le sang ou dans l'urine) ont été examinés chez un nombre limité d'espèces sauvages, mais l'utilité de telles données pour prédire l'état des organismes ou des populations n'a pas encore été établie.

Les effets possibles des divers HAP sur les animaux sauvage et d'élevage exposés comprennent, entre autres, la mortalité, les troubles de croissance, la déficience reproductive, la tératogenèse, les perturbations

endocriniennes, les dommages au foie et aux reins, les changements neurocomportementaux, la diminution de la capacité de thermorégulation et le cancer.

Au contraire de l'exposition subchronique ou aiguë, la documentation scientifique ne contient pas de données d'observation sur l'exposition chronique, ni d'études épidémiologiques détaillées sur les animaux sauvages ou d'études multigénérationnelles.

Il existe certaines données indirectes sur la toxicité des HAP pour les animaux sauvages fondées sur des études de laboratoire ayant permis d'examiner les effets de l'exposition au pétrole brut ou sur des études sur le terrain menées après d'importants déversements accidentels de brut. On a examiné les effets de cette substance sur le Canard colvert, la Crécerelle d'Amérique et le Goéland argenté. Ces études ont toutefois une valeur limitée quant à l'évaluation des risques que représentent les sols contaminés par les HAP.

Pour un sommaire complet des données de toxicité de divers HAP pour les oiseaux et les mammifères, voir le document scientifique du CCME (2008a).

Effets sur la santé humaine et sur la santé des animaux de laboratoire

On a mené, au cours des dix dernières années, de nombreuses études importantes sur les risques de cancer et d'autres affections pour les humains associés à l'exposition aux HAP (WHO/IPCS, 1998; ATSDR, 1995; Boström et al., 2002; WHO, 2003; WHO/IPCS, 2004; autres). Les préoccupations des chercheurs et des organismes de réglementation sont fondées en grande partie sur la présence d'HAP dans les particules atmosphériques de l'air des villes et sur les risques pour la santé humaine associés à l'inhalation de ces substances.

L'absorption quotidienne d'HAP par les Américains en général, estimée en 1981 par Santodonato et al., varierait entre 0,2 et 20 µg·jour⁻¹ (on exclut les personnes qui sont également exposées dans le milieu de travail). L'alimentation et le tabagisme sont les deux facteurs principaux de l'absorption d'HAP. Les aliments grillés sur charbon de bois et les viandes fumées peuvent représenter, pour certaines populations, une source importante d'HAP. Chez les humains exposés en dehors du milieu de travail, la quantité de benzo[*a*]pyrène absorbée au cours d'une vie entière (70 ans ou plus) dépend du mode de vie de la personne et peut atteindre 29 mg – cela comprend l'absorption respiratoire, gastrointestinale et percutanée.

En ce qui concerne la santé humaine, on se penche principalement sur l'effet cancérigène des HAP dont le potentiel cancérigène est connu ou présumé. Il existe une quantité suffisante d'information scientifique sur les mécanismes de génotoxicité et de cancérigénité des HAP fondée sur des études *in vitro* (cultures cellulaires mammaliennes et cultures bactériennes) et *in vivo* (rongeurs de laboratoire) pour conclure que les HAP considérés ici sont des substances cancérigènes connues ou potentielles. Il est recommandé de communiquer directement avec Santé Canada pour obtenir des conseils concernant les HAP qui ne sont pas traités par ce document d'orientation.

Les HAP ont une capacité limitée de se lier à l'ADN et de causer des mutations jusqu'à ce qu'ils soient transformés en intermédiaires plus puissants (notamment en dérivés diolépoxydes) par les cytochromes-oxydases P-450 (enzymes de type CYP1A1).

On a constaté que les HAP à deux ou trois anneaux aromatiques (p. ex. le naphthalène, l'acénaphène, l'acénaphylène, le fluorène, l'anthracène et le phénanthrène) ont peu ou pas du tout tendance à se lier au récepteur Ah et à entraîner la présence d'enzymes CYP tels que l'EROD (éthoxyrésorufine-O-déséthylase) (Bosveld et al., 2002). On croit que ces HAP, dont le poids moléculaire est plus faible, n'ont pas la structure nécessaire pour qu'il y ait affinité entre la molécule et le récepteur Ah. M. Bosveld et d'autres chercheurs (Bosveld et al., 2002) ont constaté que le benzo[*k*]fluoranthène était parmi les inducteurs les plus puissants d'EROD et d'activité chez les gènes rapporteurs *in vitro*.

Les mécanismes de la cancérogenèse liée aux HAP sont décrits en détail dans le document scientifique du CCME (2008a).

Un problème important nuit à l'évaluation des risques de cancer que représente l'exposition à des mélanges contenant des HAP : aucune étude sur la cancérigénité des HAP individuels pour les organismes entiers (exposition subchronique ou chronique) n'a été achevée (à l'exception d'études sur le benzo[*a*]pyrène (B[*a*]P)). Il est donc impossible d'établir directement avec confiance des coefficients de cancérigénité pour les HAP potentiellement cancérigènes autres que le B[*a*]P. À l'échelle internationale, l'évaluation des risques de cancer pour les humains est plutôt fondée sur des valeurs de puissance relatives à celle du B[*a*]P, laquelle est calculée à l'aide d'études réalisées sur des animaux entiers exposés par voie cutanée, par implantation, par inhalation, par voie orale ou autre. Le taux d'incidence de tumeurs observé au cours des études sur le B[*a*]P est

comparé à celui d'autres HAP dans des conditions identiques ou similaires afin d'estimer la cancérogénicité des autres HAP par rapport au B[a]P.

Les quelques essais visant à prouver la justesse des profils de potentiel cancérogène relatif du B[a]P montrent un faible lien entre la cancérogénicité prédite et la cancérogénicité observée de certains mélanges contenant des HAP, notamment le goudron de houille et la créosote. La tendance des profils de potentiel cancérogène relatif du B[a]P à sous-estimer la cancérogénicité du goudron de houille pourrait être due à la présence d'agents cancérogènes non pris en compte dans le mélange. En particulier, Harvey et al. (2000) et Koganti et al. (2001) ont constaté que le 7H-benzo[c]fluorène, constituant majeur du goudron de houille, induisait fortement la formation d'adduits à l'ADN. L'utilisation des valeurs relatives peut donc entraîner une sous-estimation de la gravité des risques de cancer que présentent le goudron de houille et la créosote.

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour des terrains à diverses vocations selon la méthode établie par le CCME (2006), en utilisant différents récepteurs et scénarios d'exposition pour chacune des vocations. Les calculs des recommandations sont décrits en détail dans le document scientifique du CCME (2008a).

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

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement (RQS_E) sont fondées sur des études de toxicité sur les plantes et les invertébrés (contact avec le sol). En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité de l'ingestion de sol et d'aliments par les espèces mammifères et aviaires sont incluses. Afin de fournir une protection élargie, on calcule également, si les données le permettent, des valeurs de vérification du cycle des nutriments et de l'énergie. Des valeurs de vérification de la migration hors-site sont également fournies pour les terrains à vocation commerciale ou industrielle.

Les données sur le contact avec le sol pour l'acénaphthylène, l'acénaphène, le fluorène, le phénanthrène, le pyrène, le benzo[a]anthracène, le chrysène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[k]fluoranthène, l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène, le dibenzo[a,h]anthracène et le benzo[g,h,i]pérylène sont insuffisantes, tant pour la méthode recommandée du poids de la preuve (CCME, 2006) que pour les méthodes de calcul secondaires. Des recommandations

pour le contact direct avec le sol ont été élaborées pour le fluoranthène et le benzo[a]pyrène à l'aide d'une méthode du poids de la preuve, et pour l'anthracène en fonction des plus faibles CMEQ (terrains à vocation agricole et résidentielle/parc) et de la moyenne géométrique de trois valeurs acceptables de CMEQ (terrains à vocation commerciale ou industrielle) (tableau 2).

Étant donné les limites des connaissances scientifiques actuelles, l'incapacité d'élaborer des recommandations sur le contact direct avec le sol pour la majorité des HAP peut s'avérer peu importante sur le plan pratique pour l'ensemble des objectifs de protection de l'environnement dans les sites contaminés canadiens. La norme pour le contact direct avec les sols récemment promulguée dans le standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (SP-HCP), peut estimer les contributions aux réponses toxiques pour les invertébrés et les plantes de plusieurs de ces HAP non substitués et alkylés substitués. Ce standard a été élaboré à l'aide de nouvelles données d'écotoxicité obtenues à partir de fractions de pétrole brut de marque Federated utilisé dans des sols normalisés (OCDE) et des sols chernozémiques loameux à grain relativement fin. Aucune correction visant à tenir compte de la présence d'HAP dans les mélanges pétroliers n'a été effectuée.

On devra cependant faire des efforts supplémentaires afin d'établir l'utilité du SP-HCP quant à la gestion des risques que présentent les HAP pour les organismes des sols. Les responsables de l'investigation et de la gestion des lieux contaminés devront peut-être voir au-delà de l'orientation générale visant la protection des fonctions écologiques des sols s'il est question d'un mélange affichant de très fortes concentrations d'HAP relativement à d'autres hydrocarbures pétroliers.

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la vie aquatique (vie dulcicole) (RQS_{VA}) ont été élaborées à l'aide du protocole du CCME (2006) pour tous les HAP pour lesquels il existe des recommandations pour la qualité des eaux du CCME visant la protection de la vie aquatique (le naphthalène, l'acénaphène, le fluorène, l'anthracène, le phénanthrène, le pyrène, le fluoranthène, le benzo[a]anthracène et le benzo[a]pyrène). En ce qui concerne les autres HAP, on a tenté de calculer des valeurs de RQS_{VA} en présumant que le mode d'action des HAP en milieu aquatique était de type « narcose » et que leur teneur critique dans les organismes (effets chroniques) était de 3,0 mmol d'HAP·kg⁻¹ de lipide (Di Toro et al., 2000). Ce calcul dépasse l'orientation fournie par le CCME (2006a), mais est pratiquement identique au calcul des concentrations seuil dans les sols qui servent à la protection de la vie aquatique (SP-HCP) (CCME, 2008). On a calculé une seule autre valeur de

RQS_{VD} à l’aide de la méthode des teneurs critiques dans les organismes, soit celle relative à l’acénaphthylène.

Pour les terrains à vocation agricole et résidentielle/parc, on a examiné l’ingestion de sol et d’aliments par la vache (animal d’élevage représentatif) et par le cerf-mulet, le campagnol des prés et le Merle d’Amérique (animaux sauvages représentatifs). En ce qui concerne la plupart des HAP, seules des RQS_I préliminaires ont été calculées en raison du manque de données (à l’exception du naphthalène pour lequel une RQS_I définitive a été calculée) (tableau 2). Les valeurs RQS_I présentées dans le tableau 2 visent la protection des consommateurs secondaires (en fonction l’ingestion de sol et de nourriture par les merles d’Amérique). Les RQS_{IS} pour la protection des consommateurs primaires sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur (voir le document CCME 2008a pour les RQS_{IS} s’appliquant aux consommateurs primaires). Il est à noter que les valeurs RQS_I provisoires n’ont pas été utilisées pour déterminer les RQS_E globales.

En ce qui concerne la protection de l’environnement non humain, des recommandations pour la qualité des sols s’appliquant aux terrains à vocation agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle figurent dans le tableau 2.

Recommandations pour la qualité des sols – protection de la santé humaine

Les recommandations pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine (RQS_{SH}) qui se rapportent aux contaminants sans seuil d’effet (cancérogènes) doivent comporter une dose correspondant à un risque spécifié fondée sur les risques accrus de cancer pendant toute une vie associés à l’exposition à des sols contaminés par des HAP. Pour tous les types de terrain, on a choisi l’adulte comme récepteur afin de déterminer le risque accru de cancer pendant toute une vie. Dans le cas des contaminants sans seuil d’effet, l’exposition humaine doit être réduite au minimum. Certaines juridictions canadiennes se servent d’un risque accru de cancer pendant toute une vie de 10⁻⁵ (ou 1 sur 100 000) (« essentiellement négligeable ») pour la gestion des risques que présentent les contaminants cancérogènes, alors que d’autres utilisent un risque de 10⁻⁶ (ou 1 sur 1 000 000). On a donc effectué les calculs en utilisant les deux valeurs. Celles-ci sont toutes les deux considérées comme « essentiellement négligeables » dans le calcul des CMA (concentrations maximales acceptables) de produits chimiques cancérogènes présents dans l’eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

Divers mécanismes de vérification sont appliqués, si cela est approprié, aux recommandations préliminaires

pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine afin d’élargir la protection qu’elles assurent, tels que le potentiel d’effets nocifs sur les humains découlant de la consommation d’eau souterraine, de plantes agricoles et de bétail.

On a élaboré des recommandations pour la qualité des sols visant la protection des eaux potable pour les HAP potentiellement cancérogènes. Aucune vérification de la migration hors-site n’a été effectuée puisque les RQS_{SH} préliminaires pour les terrains à vocation commerciale et industrielle étaient les mêmes que celles qui servaient aux terrains à vocation plus sensible. Aucune vérification des fruits et légumes, du lait et de la viande n’a non plus été faite puisque les HAP ont une capacité limitée de transfert dans la chaîne alimentaire. En fait, la bioaccumulation des HAP dans les plantes est très limitée.

Afin de mieux protéger l’humain contre le cancer, on recommande d’établir l’équivalence de toxicité totale relative au benzo[a]pyrène à une valeur seuil dans le sol de 0,6 mg·kg⁻¹ pour un risque accru de cancer pendant toute une vie de 10⁻⁶ 5,3 mg·kg⁻¹ pour un risque accru de cancer de 10⁻⁵ pour tous les types de terrain.

En 1996, Santé Canada a élaboré une recommandation s’appliquant au benzo[a]pyrène d’une valeur de 1,5 mg·kg⁻¹ de sol (CCME, 1999). Parmi toutes les voies d’exposition possibles, cette recommandation tenait compte de la voie orale seulement et était fondée sur une dose correspondant à un risque spécifié de 0,000435 µg de benzo[a]pyrène par kilogramme de poids corporel par jour, pour un risque accru de cancer de 10⁻⁶, qui lui était fondé sur un coefficient de cancérogénicité de 2,3 (mg·kg⁻¹·jour⁻¹)⁻¹.

Ce calcul a été révisé afin de tenir compte de l’absorption cutanée et par inhalation de benzo[a]pyrène présent dans les sols (le nouveau calcul figure dans le présent document). On a utilisé, dans le cadre de l’étude critique (Neal et Rigdon, 1967) consultée par Santé Canada (1996) et utilisée ici, une dose administrée par voie orale et non absorbée. On présume que le taux d’absorption relative par inhalation et par ingestion est de 100 % par défaut. Ce taux suppose que la biodisponibilité des HAP dans le sol est identique à la biodisponibilité des HAP dans les aliments ingérés par les animaux de laboratoire dans l’étude critique utilisée pour calculer la dose correspondant à un risque spécifié. On doute que le taux d’absorption cutanée soit semblable à celui de l’absorption orale. Un taux d’absorption cutanée de 34 % a donc été calculé à l’aide de la documentation existante.

Shatkin et al. (2002) ont mis au point un modèle de fugacité visant à prédire le taux d’absorption cutanée du

benzo[*a*]pyrène présent dans les sols et ont comparé les prédictions découlant de ce modèle avec neuf points de données expérimentales. On a constaté que les prévisions du modèle concordaient avec les données expérimentales dans un facteur de deux. On a observé dans le cadre de cette étude une limite supérieure estimée du taux d'absorption cutanée de 34 % (pour une période de 24 h), ce qui correspond à la moyenne du modèle plus un écart-type.

L'ETT relative au B[*a*]P est calculée pour les HAP potentiellement cancérigènes en multipliant la concentration de ceux-ci dans les sols par les facteurs d'équivalence de toxicité (FET) relatifs au B[*a*]P suivants et en additionnant ces produits.

FET relatifs au B[*a*]P

Benzo[<i>a</i>]anthracène	0,1
Benzo[<i>a</i>]pyrène	1
Benzo[<i>b</i> + <i>j</i> + <i>k</i>]fluoranthène	0,1
Benzo[<i>k</i>]fluoranthène	0,1
Chrysène	0,01
Benzo[<i>g</i> , <i>h</i> , <i>i</i>]pérylène	0,01
Dibenzo[<i>a</i> , <i>h</i>]anthracène	1
Indéno[1,2,3- <i>c</i> , <i>d</i>]pyrène	0,1

On présume que les risques de cancer associés à l'exposition à plusieurs HAP potentiellement cancérigènes sont additifs, mais cela demeure une source d'incertitude. Les valeurs d'ETT relative au B[*a*]P servent à garantir que le risque accru de cancer pendant toute une vie associé à l'ingestion de sol, à l'inhalation et à l'exposition cutanée ne dépasse pas 1×10^{-6} ou 1×10^{-5} . Au départ, on a envisagé d'employer un facteur d'incertitude dans le calcul de l'ETT relative au B[*a*]P puisque les quelques essais de validation de ces valeurs dont on dispose avaient montré qu'elles pouvaient très bien entraîner des sous-estimations des risques réels de cancer pour l'humain. On a jugé qu'un facteur d'incertitude n'était pas nécessaire pour la majorité des mélanges de contaminants, à l'exception du sol contaminé par du goudron de houille et de la créosote, pour lesquels un facteur d'incertitude de 3 doit être appliqué afin de tenir compte des risques associés à la présence d'autres HAP potentiellement cancérigènes dont le FET n'a pas été établi. En pratique, l'ETT relative au B[*a*]P pour les sols contaminés par le goudron de houille ou la créosote doit être multipliée par un facteur de trois (3) avant d'être comparée à la RQS_{CD}. Dans les cas où l'information du terrain n'est pas suffisante pour déterminer si la contamination par les HAP provient d'une source de goudron de houille ou de créosote, il faudrait appliquer le facteur d'incertitude.

Les FET énumérés précédemment ont également été utilisés pour établir des valeurs d'équivalence au B[*a*]P dans l'eau potable pour le benzo[*a*]anthracène, les

benzofluoranthènes, le chrysène, le benzo[*g*,*h*,*i*]pérylène, le dibenzo[*a*,*h*]anthracène, et l'indéno[1,2,3-*c*,*d*]pyrène (CCME 2008a). Les HAP ont été considérés individuellement puisque l'on suppose que les composés des mélanges n'ont pas tous le même potentiel de transport dans les eaux souterraines (étant donné les différences d'ordre de grandeur des coefficients de partage carbone organique-eau (K_{OE})). Par conséquent, les risques fondés sur le transfert de HAP individuels du sol à l'eau potable ont été modélisés afin de déterminer des valeurs pour des composantes constituant les recommandations pour la qualité du sol visant la protection de l'eau potable (RQS_{EP}) pour chacun des HAP cancérogène. Il convient de noter que les valeurs composant le RQS_{EP} ne sont pas des recommandations pour la qualité du sol à part entière. Chacune de ces valeurs a plutôt été intégrée dans l'équation de l'indice de risque cumulatif de cancer (IRCC) afin de tenir compte des effets combinés des HAP individuels dans le mélange (tableaux 1 et 2). La valeur obtenue pour l'IRCC équivaut à un indice de risque et ne devrait pas être supérieure à 1. Par conséquent, la valeur RQS_{EP} définitive est exprimée sous forme de l'IRCC ≤ 1 .

Bien qu'elles ne figurent pas dans le protocole du CCME (2006), on a calculé des valeurs seuils de concentrations d'HAP dans le sol permettant d'évaluer les risques pour la santé humaine – ces valeurs sont fondées sur l'exposition aiguë aux HAP dans les cas de pica (ingestion de sol) chez les tout-petits. Les valeurs seuils s'appliquaient à l'exposition aux HAP à court terme seulement, par voie orale et aux mécanismes de toxicité avec seuil (plutôt qu'au cancer). On a constaté que les tout-petits (âgés de 6 à 48 mois) ont parfois tendance à ingérer du sol (pica). Selon l'USEPA, un enfant qui ingère des substances non comestibles peut ingérer jusqu'à 5 000 mg de sol par jour. L'ATSDR (1995) n'a établi aucun niveau de risque minimum pour l'exposition orale aiguë aux HAP en raison du manque d'études sur le sujet. Cependant, elle a défini quatre niveaux de risque minimum (1995) s'appliquant à l'exposition intermédiaire (de 15 à 364 jours d'exposition) : 0,6 mg·kg⁻¹·jour⁻¹ (acénaphthène), 10 mg·kg⁻¹·jour⁻¹ (anthracène), 0,4 mg·kg⁻¹·jour⁻¹ (fluoranthène) et 0,4 mg·kg⁻¹·jour⁻¹ (fluorène). Les valeurs seuils des quatre HAP pour l'exposition des tout-petits (pica) sont toutes supérieures à 1 000 mg·kg⁻¹. Ainsi, selon les données toxicologiques actuelles, le pica et les autres formes d'exposition aiguë à ces HAP non substitués ne représentent aucun risque.

Recommandations pour la qualité des sols – HAP cancérigènes et non cancérigènes

Les recommandations pour la qualité des sols qui s'appliquent aux HAP visent la protection de

l’environnement et de la santé humaine. Contrairement à la pratique habituelle où la Recommandation canadienne pour la qualité des sols est déterminée par la plus faible valeur, soit de la santé humaine ou l’environnement, il est recommandé que les échantillons de sol soient évalués séparément pour les effets cancérogènes sur les humains et les effets non cancérogènes sur les récepteurs écologiques, comme suit : (1) Convertir les éléments aux équivalents B[a]P aux fins de comparaison avec les valeurs RQS_{CD}, (2) Calculer un IRCC et effectuer une comparaison de la valeur avec 1, et (3) Comparer les concentrations dans l’échantillon de sol pour les HAP individuels avec la recommandation la plus prudente fondée sur les effets non cancérogènes pour l’utilisation de ce terrain (tableaux 1 et 2).

Il convient de préciser que, même si les hydrocarbures pétroliers (HCP) contiennent des HAP, le standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (SP-HCP) (CCME, 2008) ne traite pas de la cancérogénicité. L’assainissement des sols contaminés

pour respecter le SP-HCP ne signifie pas nécessairement que les recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine relatives aux HAP seront respectées, et vice versa.

Les RQS visant la protection de la vie aquatique (tableau 2) ont été élaborées pour la majorité des HAP non substitués couramment analysés et sont habituellement beaucoup moins élevées que les RQS préliminaires visant la protection de l’environnement ou de la santé humaine. Elles sont néanmoins supérieures aux concentrations naturelles escomptées d’HAP dans les sols des régions canadiennes qui ne sont pas hautement urbanisées et industrialisées. Les RQS_{VA} ne sont pas prises en considérations dans les RQS globales (exception faite du naphthalène et du phénanthrène), mais les utilisateurs peuvent les appliquer à un lieu lorsque les impacts potentiels sur des eaux de surface avoisinantes constituent une préoccupation.

Références

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1995. *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. ATSDR/TP-95-20. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR. Atlanta, GA.
- Boström, C.-E., P. Gerde, A. Hanberg, B. Jernström, C. Johansson, T. Kyrklund, A. Rannug, M. Törnqvist, K. Victorin et R. Westerholm. 2002. « Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air ». *Environ. Health Perspect.* 110 (Suppl 3):451-489.
- Bosveld, A.T.C., A.A.F. de Bie, N.W. van den Brink, H. Jongepier et A.V. Klomp. 2002. « In vitro EROD induction equivalency factors for the 10 PAHs generally monitored in risk assessment studies in the Netherlands ». *Chemosphere* 49: 75-83.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l’environnement). 1991. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. CCME, Winnipeg.
- . 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l’environnement*, Conseil canadien des ministres de l’environnement, Winnipeg.
- . 2006. *Protocole d’élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l’environnement et de la santé humaine* (mise à jour). Conseil canadien des ministres de l’environnement, Winnipeg. 210 pages.
- . 2008. *Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: Scientific rationale – Supporting technical document*. (update of 2000 version) CCME, Winnipeg.
- . 2010. *Canadian soil quality guidelines for potentially carcinogenic and other PAHs: Scientific criteria document*. 211 pages.
- Di Toro, D.M., J.A. McGrath et D.J. Hansen. 2000. « Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue ». *Environ Toxicol. Chem.* 19: 1951-1970.
- EPRI (Electric Power Research Institute), 1992. *Uptake, translocation, and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetation*. EPRI TR-101651, Project 2879-10, Interim Report, December 1992. Préparé par Oak Ridge National Laboratory.
- Harvey, R.G., L.S. Goldstein, T.A. Roy, F.J. Zhang, A. Koganti, R. Singh, K. Rozett, N. Modi et E.H. Weyand. 2000. « 7H-benzo[c]fluorene: a major DNA adduct-forming component of coal tar ». *Carcinogenesis* 21: 1601-1609.
- Koganti, A., R. Singh, B.L. Ma et E.H. Weyand. 2001. « Comparative analysis of PAH:DNA adducts formed in the lung of mice exposed to neat coal tar and soils contaminated with coal tar ». *Environ. Sci. Technol.* 35(13): 2704-2709.
- Neal, J. et R.H. Rigdon. 1967. « Gastric tumors in mice fed benzo[a]pyrene: A quantitative study ». *Tex. Rep. Biol. Med.* 25:553-557.
- Neff, J.M. 1979. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Sources, Fates and Biological Effects*. Applied Science Publishers Ltd., Essex, Angleterre, 262 p.
- Santé Canada. 1996. *Canadian soil quality guidelines for contaminated sites. Human health effects: Benzo[a]pyrene*. Final report. Préparé pour le Programme national d’assainissement des lieux contaminés, Conseil canadien des ministres de l’environnement.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989. « Calcul des concentrations maximales et des objectifs d’ordre esthétique pour les substances chimiques dans 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 du Comité consultatif fédéral-provincial de l’hygiène du milieu et du travail. Ottawa.
- Santodonato, J., P. Howard et D. Basu. 1981. « Health and Ecological Assessment of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons ». *J. Environ. Pathol. Toxicol* 5:1-36.
- Shatkin, J.A., M. Wagle, S. Kent et C.A. Menzies. 2002. « Development of a biokinetic model to evaluate dermal absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil ». *Human Ecol. Risk Assess.* 8: 713-734.
- Simonich, S.L. et R.A. Hites. 1995. « Organic pollutant accumulation in vegetation. (Critical Review) ». *Environ. Sci. Technol.* 29(12): 2905-2914.
- Sverdrup, L. E., F. Ekelund, P.H. Krogh, T. Nielsen et K. Johnsen. 2002a. « Soil microbial toxicity of eight polycyclic aromatic compounds: Effects on nitrification, the genetic diversity of bacteria, and the total number of protozoans ». *Environ. Tox. Chem.* 21:1644–1650.
- Sverdrup, L.E., T. Nielsen et P. H. Krogh. 2002b. « Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility ». *Environ. Sci. Technol.* 36: 2429-2435.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1990. *Chemical Fate Rate Constants for SARA Section 113 Chemicals and Superfund Health Evaluation Manual Chemicals*, Office of Toxic Substances, Washington, DC, 6-02-425.
- WHO/IPCS. 1998. *Environmental Health Criteria 202: Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*. Programme International sur la Sécurité Chimique, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Organisation Mondiale de la Santé.
- WHO. 2003. World Health Organization. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/59.
- WHO/IPCS. 2004. Concise International Chemical Assessment Document 62: Coal Tar Creosote. Programme International sur la Sécurité Chimique, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Organisation Mondiale de la Santé, Genève.
- Wild, S.R., M.L. Berrow et K.C. Jones. 1991. « The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in sewage sludge amended agricultural soils ». *Environ. Pollut.* 72: 141-157.

Tableau 2 : Recommandations pour la qualité des sols – HAP cancérigènes et non cancérigènes (mg·kg⁻¹)

REMARQUE IMPORTANTE (1) : Il n’existe aucune recommandation définitive pour la qualité des sols (RQS_D) s’appliquant à un HAP quelconque compris dans cette recommandation qui protège à elle seule la santé humaine et la salubrité de l’environnement. Afin de garantir que les récepteurs humains et écologiques sont protégés, l’utilisateur doit (1) calculer l’équivalence de toxicité totale relative au benzo[a]pyrène (ETT relative au B[a]P) pour s’assurer que les humains sont protégés contre un contact direct avec le sol contaminé par des HAP cancérigènes, (2) calculer l’indice de risque cumulatif de cancer (IRCC) pour s’assurer que les ressources d’eau potable sont protégées contre les HAP cancérigènes, et (3) tenir compte de toutes les recommandations pertinentes afin de protéger les récepteurs écologiques des effets non cancérigènes, indiqués dans ce tableau, pour l’utilisation du terrain en question.

REMARQUE IMPORTANTE (2) : Dans les cas de contamination des sols par les mélanges de goudron de houille ou de créosote, il faudrait multiplier l’équivalence de toxicité totale (ETT) relative au benzo[a]pyrène (B[a]P) par un facteur de sécurité de 3 avant de procéder aux comparaisons avec la RQS_{CD} afin de tenir compte du potentiel cancérigène des HAP alkylés et non alkylés pour lesquels il n’existe aucun facteur d’équivalence de toxicité (FET), mais qui sont susceptibles de contribuer au potentiel cancérigène du mélange.

		Vocation du terrain			
		Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
Recommandation (RQS_D) : Voir la note REMARQUE IMPORTANTE 1 du tableau.					
Recommandations pour la protection de la santé humaine/valeurs de vérification	Recommandations pour la santé humaine fondées sur les effets cancérigènes des HAP (HAP potentiellement cancérigènes : benzo[a]anthracène, benzo[a]pyrène, <u>benzo[b+j+k]fluoranthène^m</u> , <u>benzo[g,h,i]pérylène</u> , <u>chrysène</u> , <u>dibenzo[a,h]anthracène</u> , et <u>indéno[1,2,3-c,d]pyrène</u>)				
	RQS _{SH}	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact direct ^a (RQS _{CD}) – ingestion, inhalation et exposition cutanée				
	1×10 ⁻⁶ risque accru de cancer pour toute une vie	ETT relative au B[a]P ^b de 0,6			
	1×10 ⁻⁵ risque accru de cancer pour toute une vie	ETT relative au B[a]P ^b de 5,3			
	Protection de la qualité de l’air intérieur (RQS _{QAI})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Vérification de la migration hors-site (RQS _{MH-SH})	-	-	N.C.	N.C.
Protection de la qualité de l’eau potable (RQS _{EP})	IRCC≤1,0 ^c	IRCC≤1,0 ^c	IRCC≤1,0 ^c	IRCC≤1,0 ^c	
Vérification des fruits et légumes, du lait et de la viande (RQS _{IA})	N.C.	N.C.	-	-	
Recommandations pour la protection de l’environnement/valeurs de vérification	Recommandations pour la protection de l’environnement fondées sur les effets non cancérigènes des HAP (<i>ne pas se servir de ces valeurs pour protéger les humains; consulter les recommandations pour la santé humaine ci-dessus, pour les HAP cancérigènes; consulter les recommandations des autres juridictions pour protéger les humains des effets non cancérigènes des HAP; dans les cas où un HAP a des effets cancérigènes et non cancérigènes sur les humains, il faut protéger la santé humaine en fonction de la menace se rapportant au cancer</i>)				
	Valeurs recommandées pour la protection de l’environnement pour l’acénaphène				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d’aliments (RQS _I)	21,5 ^e	21,5 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	0,28 ^g	0,28 ^g	0,28 ^g	0,28 ^g
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun

Suite...

	Vocation du terrain				
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle	
Recommandations pour la protection de l'environnement/valeurs de vérification	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour l'<u>acénaphthylène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	N.C.	N.C.	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	320 ^h	320 ^h	320 ^h	320 ^h
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour l'<u>anthracène</u>				
	RQS _E ^d	2,5 ^p	2,5 ^p	32 ^p	32 ^p
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	2,5	2,5	32	32
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	61,5 ^e	61,5 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>benzo[a]anthracène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	6,2 ^e	6,2 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0,1 ^j	1 ^j	10 ^j	10 ^j
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>benzo[a]pyrène</u>				
	RQS _E ^d	20 ^k	20 ^k	72 ^k	72 ^k
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	20	20	72	72
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	0,6 ^e	0,6 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	8800 ^g	8800 ^g	8800 ^g	8800 ^g
	RQS _E provisoire (CCME 1997)	0,7	0,7	1,4	1,4
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>benzo[b]fluoranthène^r</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	6,2 ^e	6,2 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}
	RQS _E provisoire (CCME 1997)	0,1 ^j	1 ^j	10 ^j	10 ^j
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>benzo[k]fluoranthène^r</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	6,2 ^e	6,2 ^e	-	-	
Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	
Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0,1 ^j	1 ^j	10 ^j	10 ^j	

Suite...

	Vocation du terrain				
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle	
Recommandations pour la protection de l'environnement/valeurs de vérification	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>benzo[g,h,i]pérylène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	N.C.	N.C.	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>chrysène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	6.2 ^e	6.2 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>dibenzo[a,h]anthracène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	N.C.	N.C.	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0.1 ^j	1 ^j	10 ^j	10 ^j
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>fluoranthène</u>				
	RQS _E ^d	50 ^p	50 ^p	180 ^p	180 ^p
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	50	50	180	180
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	15.4 ^e	15.4 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour le <u>fluorène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	15.4 ^e	15.4 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	0.25 ^g	0.25 ^g	0.25 ^g	0.25 ^g
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	aucun	aucun	aucun	aucun
	Valeurs recommandées pour la protection de l'environnement pour l'<u>indéno[1,2,3-c,d]pyrène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d'aliments (RQS _I)	N.C.	N.C.	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}	S.O. ^{h,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0.1 ^j	1 ^j	10 ^j	10 ^j

Suite...

	Vocation du terrain				
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle	
Recommandations pour la protection de l’environnement/valeurs de vérification	Valeurs recommandées pour la protection de l’environnement pour le <u>naphtalène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d’aliments (RQS _I)	8,8	8,8	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	0,013 ^{g,i}	0,013 ^{g,i}	0,013 ^{g,i}	0,013 ^{g,i}
	RQS _E provisoire (CCME 1997)	0,6 ⁿ	0,6 ⁿ	22 ⁿ	22 ⁿ
	Valeurs recommandées pour la protection de l’environnement pour le <u>phénanthrène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d’aliments (RQS _I)	43,0 ^e	43,0 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	0,046 ^{g,i}	0,046 ^{g,i}	0,046 ^{g,i}	0,046 ^{g,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0,1 ^o	5 ^o	50 ^o	50 ^o
	Valeurs recommandées pour la protection de l’environnement pour le <u>pyrène</u>				
	RQS _E ^d	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Contact avec le sol (RQS _{CS})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.
	Ingestion de sol et d’aliments (RQS _I)	7,7 ^e	7,7 ^e	-	-
	Protection de la vie aquatique ^f (RQS _{VA})	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}	S.O. ^{g,i}
	Critère provisoire de la qualité des sols (CCME 1991)	0,1 ^q	10 ^q	100 ^q	100 ^q
	Les recommandations et les valeurs de vérification suivantes ont été évaluées pour tous les HAP qui sont indiqués dans la section environnementale.				
Abreuvement du bétail (RQS _{AB})	N.C.	-	-	-	
Eau d’irrigation (RQS _{IR})	N.C.	-	-	-	
Vérification pour le cycle des nutriments et de l’énergie (RQS _{CNE})	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	
Vérification pour la migration hors site (RQS _{MH-E})	-	-	N.C.	N.C.	

Notes : N.C. = non calculée; S.O. = sans objet; RQS_{AB} = recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l’eau d’abreuvement; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols – protection de l’environnement; RQS_{CD} = recommandation pour la qualité des sols relative au contact direct – protection de la santé humaine; RQS_{CNE} = recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection du cycle des nutriments et de l’énergie; RQS_{CS} = recommandation pour la qualité des sols fondées sur le contact avec le sol pour les organismes inféodés au sol - protection de l’environnement; RQS_{IR} = recommandations pour la qualité des sols en vue de la protection de l’eau d’irrigation; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols - protection de la santé humaine; RQS_D = recommandation pour la qualité des sols définitive – protection de l’environnement et de la santé humaine; RQS_{EP} = recommandation pour la qualité des sols pour la protection de l’eau souterraine potable; RQS_{MH-E} = recommandation pour la qualité des sols relative aux migrations hors site - protection de l’environnement; RQS_{MH-SH} = recommandation pour la qualité des sols relative aux migrations hors site – protection de la santé humaine; RQS_{QA}; recommandation pour la qualité des sols relative à la protection de la qualité de l’air intérieur. Le trait d’union correspond à une recommandation/valeur de vérification qui ne fait pas partie du scénario d’exposition pour l’utilisation de terrain dont il est question et qui n’est donc pas calculée.

^a Des recommandations s’appliquant aux cas d’ingestion de sol (pica) chez les tout-petits ont également été calculées pour le benzo[a]pyrène, l’acénaphthène, le fluorène, l’anthracène et le fluoranthène, mais sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur aux recommandations s’appliquant au contact direct. Pour plus de détails sur les recommandations concernant le pica, consultez la section 7.1.4 du document justificatif scientifique.

^b ETT relative au B[a]P = Équivalence de toxicité totale relative au benzo[a]pyrène, soit la somme des potentiels cancérigènes estimés relatifs au B[a]P de tous les HAP non substitués potentiellement cancérigènes. L’équivalence de toxicité totale (ETT) relative au B[a]P pour un échantillon de sol est calculée en multipliant la concentration dans l’échantillon de chaque HAP par un facteur d’équivalence de toxicité (FET) relatif au B[a]P, indiqué ci-dessous, et en additionnant les produits (se reporter à la figure 2 pour un exemple de calcul d’ETT relative au B[a]P comprenant les mélanges d’HAP qui se trouvent dans le goudron de houille ou dans la créosote). Les FET relatifs au B[a]P correspondent à des

estimations d’ordres de grandeur du potentiel cancérigène et sont fondés sur le modèle de l’Organisation mondiale de la Santé (WHO/IPCS, 1998) :

Benzo[<i>a</i>]anthracène	0,1	Benzo[<i>g,h,i</i>]pérylène	0,01	Indéno[1,2,3- <i>c,d</i>]pyrène	0,1
Benzo[<i>a</i>]pyrène	1	Chrysène	0,01		
Benzo[<i>b+j+k</i>]fluoranthène	0,1	Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	1		

^c L’indice de risque cumulatif de cancer (IRCC) évalue les menaces potentielles pour la qualité des eaux souterraines potables provenant de la lixiviation de mélanges d’HAP cancérigènes du sol. L’IRCC est calculé en divisant la concentration dans le sol (numérateur) de chaque HAP cancérigène par la valeur de recommandation pertinente pour la qualité du sol pour la protection de l’eau potable (dénominateur) en vue de calculer un indice de risque pour chaque HAP, et ensuite d’additionner les indices de risque pour tout le mélange d’HAP, comme suit (voir la figure 2 pour un exemple de calcul d’IRCC) :

$$\text{IRCC} = \frac{[\text{benzo (a)anthracène}]}{0,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo (b + j + k) fluoranthène}]}{0,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo (g,h,i) pérylène}]}{6,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo(a)pyrène}]}{0,37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{chrysène}]}{2,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{dibenzo(a,h)anthracène}]}{0,23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{indéno(1,2,3 - c, d)pyrène}]}{2,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}}$$

Les valeurs des composants dans l’eau potable ont été déterminées au moyen d’une concentration maximale acceptable pour l’eau potable de 0,00001 mg/L pour le benzo[*a*]pyrène, des FET relatifs au B[*a*]P indiqués dans la note de bas de page B ci-dessus, et du modèle de transfert du sol aux eaux souterraines décrit à l’annexe C du CCME (2006).

^d La RQS_E est fondée sur la plus faible des recommandations visant la protection de l’environnement (contact avec le sol, ingestion de sol et d’aliments, protection de la vie aquatique). Dans le cas des HAP pour lesquels aucune recommandation visant le contact avec le sol n’a été élaborée, une RQS_E globale n’a pas été calculée.

^e Cette recommandation est préliminaire car les exigences minimales en matière de données, décrites dans le document du CCME (2006), n’ont pas été satisfaites. La valeur indiquée peut être utilisée par les utilisateurs, mais elle n’a pas été utilisée pour calculer la RQS_E globale.

^f On suppose l’absence de biodégradation des HAP dans la subsurface (il s’agit d’une supposition très prudente).

^g RQS_{VA} visant la protection de la vie aquatique fondées sur le protocole du CCME (2006) et obtenues par rétrocalcul en utilisant des recommandations préexistantes du CCME (CCME, 1999) pour la qualité des eaux (vie dulcicole).

^h RQS_{VA} visant la protection de la vie dulcicole obtenues par rétrocalcul à partir de valeurs seuil s’appliquant à la vie dulcicole calculées théoriquement et qui tiennent compte de la toxicité de base (narcose) ainsi que de la teneur critique dans les organismes – on suppose qu’une dose interne (absorbée par l’organisme aquatique) de 3,0 mmol d’HAP·kg⁻¹ de lipide constitue une valeur seuil pour une toxicité chronique non létale.

ⁱ Aucune recommandation visant la protection de la vie dulcicole fondée sur les propriétés génériques du terrain/sol et le K_{CO} des HAP n’a pu être élaborée puisque la concentration dans les eaux souterraines au point de lixiviation doit dépasser largement la limite de solubilité pour qu’elle soit près du seuil de toxicité 10 m en aval.

^j Les critères provisoires pour la qualité des sols (CCME, 1991) sont conservés comme la recommandation environnementale pour la qualité des sols pour l’utilisation de ce terrain, car les données étaient insuffisantes ou inadéquates pour calculer une RQS_E ou une RQS_E provisoire. Consultez les recommandations pour la santé humaine ou les valeurs de vérification pour évaluer le risque pour la santé humaine des mélanges d’HAP qui contiennent cet HAP.

^k La RQS_E est fondée sur la valeur recommandée pour le contact avec le sol. La RQS_E de 2008 concernant le benzo[*a*]pyrène remplace la RQS_E provisoire de 1997 concernant le benzo[*a*]pyrène. Consultez les recommandations pour la santé humaine ou les valeurs de vérification pour évaluer le risque pour la santé humaine des mélanges d’HAP qui contiennent cet HAP.

^l Les utilisateurs peuvent appliquer la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la vie aquatique à un lieu lorsque les impacts potentiels sur eaux de surface avoisinantes constituent une préoccupation. La valeur recommandée peut être inférieure au seuil de détection commun dans certaines juridictions. Consultez la juridiction appropriée pour obtenir des renseignements supplémentaires.

^m Le benzo[*b*]fluoranthène et le benzo[*j*]fluoranthène ont tendance à co-éluer de façon importante dans la majorité des conditions chromatographiques (phase gazeuse). De plus, il est difficile d’atteindre une résolution entre le benzo[*b*]fluoranthène, le benzo[*j*]fluoranthène, et le benzo[*k*]fluoranthène lorsque les trois isomères sont présents dans le sol. Par conséquent, ces trois isomères ont été examinés ensemble pour déterminer les valeurs RQS_{SH}.

ⁿ Les données étaient insuffisantes ou inadéquates pour mettre à jour la RQS_E provisoire de 1997 et on n’a pas tenté de calculer une RQS_{SH} ou une RQS_{SH} provisoire; par conséquent, la RQS_E provisoire de 1997 est conservée comme recommandation pour la qualité des sols s’appliquant à la protection de l’environnement pour l’utilisation de ce terrain. Toutefois, s’il existe un risque d’impacts potentiels sur les eaux de surface, il faut appliquer la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la vie aquatique (RQS_{VA}). Consultez d’autres juridictions pour la protection de la santé humaine contre le naphthalène.

^o Les données étaient insuffisantes ou inadéquates pour le calcul d’une RQS_E ou d’une RQS_E provisoire et on n’a pas tenté de calculer une RQS_{SH}, ou une RQS_{SH} provisoire; par conséquent, les critères provisoires pour la qualité des sols (CCME, 1991) sont conservés comme la recommandation environnementale pour la qualité des sols pour l’utilisation de ce terrain. Toutefois, s’il existe un risque d’impacts potentiels sur les eaux de surface, il faut appliquer la recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la vie aquatique (RQS_{VA}). Consultez d’autres juridictions pour la protection de la santé humaine contre le phénanthrène.

^p La RQS_E est fondée sur la valeur recommandée pour le contact avec le sol.

^q Les données étaient insuffisantes ou inadéquates pour le calcul d’une RQS_E ou d’une RQS_E provisoire et on n’a pas tenté de calculer une RQS_{SH}, ou une RQS_{SH} provisoire; par conséquent, les critères provisoires pour la qualité des sols (CCME, 1991) sont conservés comme la recommandation environnementale pour la qualité des sols pour l’utilisation de ce terrain. Consultez d’autres juridictions pour la protection de la santé humaine contre le pyrène.

^r La résolution entre les pics de chromatographie en phase gazeuse du benzo[*b*]fluoranthène et du benzo[*k*]fluoranthène peut être difficile à obtenir. Lorsqu'il n'est pas possible de signaler ces deux HAP de façon distincte, il faut les signaler comme la somme de benzo[*b+j+k*]fluoranthène et comparer cette valeur à la recommandation pour le benzo[*b*]fluoranthène.

Figure 2. Exemple de la façon d'appliquer les Recommandations canadiennes pour la qualité des sols s'appliquant aux HAP à un terrain contaminé

Concentrations d'HAP dans le sol (mg/kg de poids sec) recueilli à un terrain industriel contaminé (données fictives).

Acénaphthène	0,63	Benzo[<i>g,h,i</i>]pérylène	0,67
Anthracène	1,4	Chrysène	1,6
Benzo[<i>a</i>]anthracène	4,5	Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	0,22
Benzo[<i>a</i>]pyrène	0,69	Indéno[1,2,3-<i>c,d</i>]pyrène	0,81
Benzo[<i>b</i>]fluoranthène	0,64	Naphtalène	0,66
Benzo[<i>k</i>]fluoranthène	0,62	<i>(les HAP potentiellement cancérogènes sont en gras)</i>	

→ **Étape 1**

Afin de s'assurer que les humains sont protégés du contact direct avec le sol contaminé par des HAP cancérogènes, il faut calculer l'**équivalence de toxicité totale relative au benzo[*a*]pyrène (ETT relative au B[*a*]P)** à l'aide de l'équation suivante (se reporter au texte de la fiche d'information et à la note de bas de page C du tableau 1 pour obtenir plus de détails) :

$$ETT \text{ relative au B[}a\text{]P} = \sum_{i=1}^n (C_i \times FET_i)$$

où :

ETT relative au B[*a*]P = concentration du mélange d'HAP cancérogènes, exprimée sous forme d'une équivalence de toxicité totale relative au B[*a*]P

n = nombre d'HAP cancérogènes (avec une valeur FET disponible)

C_i = concentration du composé d'HAP cancérogène *i*

FET_{*i*} = facteur d'équivalence de toxicité pour le composé d'HAP cancérogène *i* (sans unité) (se reporter à la note de bas de page C du tableau 1)

Prendre seulement les HAP cancérogènes du tableau ci-dessus et calculer l'ETT relative au B[*a*]P, comme suit :

$$ETT \text{ relative au B[}a\text{]P} = (4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,1) + (0,69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 1) + (1,26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,1) + (0,67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,01) + (1,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,01) + (0,22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 1) + (0,81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0,1) = 1,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

Comparer l'ETT relative au B[*a*]P de 1,6 mg·kg⁻¹ à la RQS_{SH} dans le tableau 1 avec le niveau acceptable de risque voulu. Si le mélange d'HAP provient de sol contaminé avec du goudron de houille ou de la créosote, l'ETT relative au B[*a*]P devrait être multipliée par un facteur de sécurité de 3 avant de procéder à la comparaison avec la RQS_{SH}, comme suit : ETT relative au B[*a*]P = 1,6 mg·kg⁻¹ × 3 = 4,8 mg·kg⁻¹

→ **Étape 2**

Afin de s'assurer que les ressources d'eau potable sont protégées contre les HAP cancérogènes, calculez l'**indice de risque cumulatif de cancer (IRCC)** à l'aide de l'équation suivante (se reporter au texte de la fiche d'information et à la note de bas de page D du tableau 1 pour obtenir plus de détails).

$$IRCC = \frac{[\text{benzo (a)anthracène}]}{0,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo (b + j + k) fluoranthène}]}{0,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo (g,h,i) pérylène}]}{6,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{benzo(a)pyrène}]}{0,37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{chrysène}]}{2,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{dibenzo(a,h)anthracène}]}{0,23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}} + \frac{[\text{indéno(1,2,3-c,d)pyrène}]}{2,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}}$$

Prendre seulement les HAP cancérogènes du tableau ci-dessus et calculer l'IRCC comme suit :

$$IRCC = (4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 0,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (1,26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 0,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (0,67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 6,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (0,69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 0,37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (1,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 2,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (0,22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 0,23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) + (0,81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} / 2,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}) = 25$$

La valeur obtenue pour l’IRCC, 25 dans ce cas, équivaut à un indice de risque et ne devrait pas être supérieure à 1,0 (le tableau 1 indique que la RQS_{EP} devrait être ≤ 1).

Il est à noter que pour les calculs de l’ETT relative au B[a]P et de l’ICRR :

1. Tous les HAP cancérigènes doivent être pris en considération dans les calculs. Si on soupçonne la présence d’HAP à un site, les échantillons de sol doivent être analysés pour la série complète d’HAP cancérigènes. Si des HAP ne sont pas détectés lors de l’analyse, entrer la moitié du seuil de détection dans les formules, jusqu’à l’obtention de conseils supplémentaires. Consultez le juridiction appropriée pour confirmer que ces conseils n’entrent pas en conflit avec la politique du programme pour composer avec les concentrations non détectées à des terrains contaminés.
2. Si les concentrations de benzo[b]fluoranthène, de benzo[j]fluoranthène, et de benzo[k]fluoranthène sont signalées séparément, il faut les additionner et n’utiliser qu’une seule valeur pour le benzo[b+j+k]fluoranthène. Dans cet exemple, le benzo[b+j+k]fluoranthène = $0,64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} + 0,62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} = 1,26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.



Étape 3

Afin de protéger l’environnement contre les effets non cancérigènes des HAP (p. ex. risque évalué en fonction des modes non cancérigènes d’action), il faut comparer les HAP individuels à la recommandation pour la qualité des sols (RQS) appropriée dans la deuxième moitié du tableau 1.

À cette étape, le risque de cancer pour les humains provenant d’HAP potentiellement cancérigènes a été évalué en calculant l’ETT relative au B[a]P et l’IRCC aux étapes 1 et 2, respectivement, ci-dessus. Il faut maintenant évaluer le risque non cancérigène des HAP. Il est à noter que le risque non cancérigène que posent les HAP aux humains n’a pas été évalué; consultez les recommandations des autres administrations pour la protection. De plus, si un HAP présente des effets cancérigènes et non cancérigènes pour les humains, il faut protéger la santé humaine en fonction de la menace se rapportant au cancer.

Prendre toutes les données de concentration des HAP du terrain industriel, et les comparer à la RQS environnementale pertinente du tableau 1 (dont le résumé est fourni ci-dessous).

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
3 Anthracène (RQS _E)	2,5	2,5	32	32 ←
Benzo[a]pyrène (RQS _E)	20	20	72	72 ←
Fluoranthène (RQS _E)	50	50	180	180
Naphtalène	0,013 ^e	0,013 ^e	0,013 ^e	0,013 ^e ←
Phénanthrène	0,046 ^e	0,046 ^e	0,046 ^e	0,046 ^e
Benzo[a]anthracène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10 ←
Benzo[b]fluoranthène ^f (CCME, 1991)	0,1	1	10	10 ←
Benzo[k]fluoranthène ^f (CCME, 1991)	0,1	1	10	10 ←
Benzo[b+j+k]fluoranthène ^f	0,1	1	10	10
Dibenzo[a,h]anthracène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10 ←
Indeno[1,2,3-c,a]pyrène (CCME, 1991)	0,1	1	10	10 ←
Pyrène (CCME, 1991)	0,1	10	100	100

Résultats de la comparaison entre les HAP au terrain industriel et les RQS disponibles pour protéger la protection de l’environnement :

- Acénaphthène : Il n’existe aucune RQS pour la protection de l’environnement indiquée dans le tableau 1 pour cet HAP. Toutefois, le tableau 2 fournit des valeurs pour les voies d’exposition environnementales individuelles liées au sol qui pourraient être élaborées. Consultez les recommandations des autres juridictions pour ce qui est de la protection des humains contre les effets non cancérigènes de cet HAP. Cette conclusion s’appliquerait également à l’acénaphthylène et au fluorène, si ces substances étaient présentes au terrain.
- Anthracène : La valeur indiquée par la flèche est valide pour la protection de l’environnement contre les effets non cancérigènes de cet HAP. Consultez les recommandations des autres

	juridictions pour ce qui est de la protection des humains contre les effets non cancérigènes de cet HAP.
Benzo[<i>a</i>]anthracène	: La valeur indiquée par la flèche est valide pour la protection de l'environnement contre les effets non cancérigènes de cet HAP. En ce qui concerne la santé humaine, le danger que présente cet HAP est évalué seulement en fonction de son potentiel cancérigène (voir les étapes 1 et 2).
Benzo[<i>a</i>]pyrène	: Même conclusion que dans le cas du benzo[<i>a</i>]anthracène.
Benzo[<i>b</i>]fluoranthène	: Même conclusion que dans le cas du benzo[<i>a</i>]anthracène. De plus, s'il n'est pas possible de signaler le benzo[<i>b</i>]fluoranthène et le benzo[<i>k</i>]fluoranthène de façon distincte, les signaler comme la somme de benzo[<i>b+j+k</i>]fluoranthène et comparer cette valeur à la recommandation pour les trois isomères combinés indiquée dans le tableau 1.
Benzo[<i>k</i>]fluoranthène	: Même conclusion que dans le cas du benzo[<i>b</i>]fluoranthène.
Benzo[<i>g,h,i</i>]pérylène	: Il n'existe aucune RQS signalée pour la protection de l'environnement (tableau 1), ni de voie d'exposition environnementale individuelle liée au sol (tableau 2) pour cet HAP. En ce qui concerne la santé humaine, le risque que présente cet HAP est évalué seulement en fonction de son potentiel cancérigène (voir les étapes 1 et 2).
Chrysène	: Il n'existe aucune RQS pour la protection de l'environnement indiquée dans le tableau 1 pour cet HAP. Toutefois, le tableau 2 fournit des valeurs pour les voies d'exposition environnementales individuelles liées au sol qui pourraient être élaborées. En ce qui concerne la santé humaine, le risque que présente cet HAP est évalué seulement en fonction de son potentiel cancérigène (voir les étapes 1 et 2).
Dibenzo[<i>a,h</i>]anthracène	: Même conclusion que dans le cas du benzo[<i>a</i>]anthracène.
Indeno[1,2,3- <i>c,d</i>]pyrène	: Même conclusion que dans le cas du benzo[<i>a</i>]anthracène.
Naphtalène	: La valeur indiquée par la flèche est valide pour la protection de l'environnement contre les effets non cancérigènes de cet HAP. Consultez les recommandations des autres juridictions pour ce qui est de la protection des humains contre les effets non cancérigènes de cet HAP.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2010. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : protection de l'environnement et de la santé humaine – HAP cancérigènes et non cancérigènes. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
200 boul. Sacré-Cœur
Gatineau (QC)
K1A 0H3
Téléphone : 1-819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document :

www.ccme.ca