



BATS SUR LES SITES CONTAMINÉS

Programme des sites contaminés - Sites Fédéraux

Ce bulletin fait partie d'une série de bulletins d'assistance technique (BAT) préparés par la région de l'Ontario d'Environnement Canada à l'intention des installations fédérales ayant des activités en Ontario.

BAT #20



Assainissement intrinsèque – Biodégradation

DESCRIPTION:

En tant que méthode d'assainissement, le concept d'assainissement intrinsèque permet à un promoteur de démontrer sans l'ombre d'un doute que les processus de dégradation naturelle sont suffisants pour réduire les concentrations de contaminants présents dans un lieu précis, en deçà des niveaux propres aux critères réglementaires pertinents, et ce, avant que ne s'établissent des voies d'exposition complètes vers les récepteurs éventuels.

1. MÉCANISMES DE TRANSPORT ET DE BIODÉGRADATION

Le sort d'un contaminant et son transport dans l'environnement sont fonction des propriétés physiques et chimiques du composé, des propriétés du milieu de la subsurface ainsi que des conditions géochimiques et biologiques qui prévalent dans la zone où le composé effectue sa migration. Les processus *in situ* suivants déterminent les taux de migration et d'atténuation naturelle des contaminants dans les eaux souterraines :

- processus physiques – l'advection, la dilution, la diffusion, la dispersion et la volatilisation;
- processus chimiques – les réactions de dégradation chimique (abiotique), la sorption et la désorption;
- processus biologiques – la biodégradation aérobie et anaérobie.

Le **BAT n° 21** donne une description complète de ces processus. À l'exception de l'advection et de la désorption, tous peuvent réduire les concentrations de contaminants dans les eaux souterraines et,

partant, contribuer à l'assainissement intrinsèque (AI). La section 2 du présent BAT traite du calcul de la capacité d'assimilation d'un système pour fins d'évaluation des processus de biodégradation. Le panache d'hydrocarbures présent sur un site contaminé se définit d'habitude en termes de composés BTEX, et il importe d'en établir la portée pour chaque épisode de surveillance possible. Il est également utile de délimiter les zones auxquelles s'appliquent les différents paramètres servant d'indices, lesquels apparaissent aux sections 3.1 et 3.2 du **BAT n° 19**. Les données sur l'oxygène dissous (O.D.) et sur le potentiel REDOX (PR) peuvent servir à définir les zones de dégradation aérobie et anaérobie.

Afin de comparer les projections théoriques au transport réel des contaminants, on utilise des données physiques portant notamment sur la conductivité hydraulique, sur la porosité et sur les pentes d'écoulement hydrauliques, histoire de déterminer la vélocité linéaire moyenne des eaux souterraines (voir le **BAT n° 21**, page 1). Pour estimer le retardement des mélanges

d'hydrocarbures causé par la sorption, on mesure la fraction mesurée de carbone organique. Ces mesures peuvent ensuite être comparées aux taux de migration réels, établis à partir des données recueillies sur le terrain.

2. DÉTERMINATION DE L'ÉTAT DU PANACHE

Il est facile de déterminer l'état d'un panache, à condition que des données historiques suffisantes soient disponibles pour un site précis. Wiedemeier et coll. examinent diverses méthodes possibles à cet égard. Dans l'ensemble, l'état d'un panache peut être déterminé en comparant son étendue à divers moments, en évaluant la progression de la tête ou en examinant l'évolution historique de la concentration mesurée dans des puits individuels. On doit également tenir compte de l'état de la source d'hydrocarbures (p. ex., réservoir toujours en place et qui fuit, pollution résiduelle du sol, etc.), car cette donnée affecte l'état du panache.

Il devrait y avoir suffisamment de données pour que l'une ou l'autre de ces méthodes permette d'établir si le panache demeure stable ou s'il se rétrécit ou s'étend. Faute de données suffisantes, le promoteur ou l'enquêteur optera pour des méthodes plus perfectionnées afin de trouver des indices d'AI (calcul de la capacité d'assimilation, études en micro-écosystème ou modélisation des eaux souterraines). En général, lorsqu'un panache demeure stable ou se rétrécit sur un site contaminé par les hydrocarbures, c'est que l'AI constitue une option d'assainissement appropriée en cet endroit. Un panache qui s'étend devrait faire l'objet d'une évaluation approfondie afin de déterminer si l'atténuation naturelle suffira éventuellement à ramener les concentrations à des niveaux acceptables, et ce, avant que ne s'établissent des voies d'exposition complètes vers les récepteurs. L'extension d'un panache pourrait également signaler la nécessité d'utiliser une autre méthode d'assainissement, que ce soit de manière indépendante ou en conjonction avec l'AI.

3. ESSAIS DE LABORATOIRE EN MICRO-ÉCOSYSTÈME

On peut recourir à des méthodes d'essai en micro-écosystème pour fins d'évaluation d'AI. De tels essais supposent l'évaluation de la biodégradation dans un milieu contrôlé, en laboratoire. Les essais de laboratoire en micro-écosystème peuvent fournir les renseignements suivants au promoteur de l'AI :

- disponibilité de micro-organismes (aérobie, anaérobie);
- indices à l'effet que les micro-organismes puissent assurer la biodégradation des contaminants du site;
- taux de dégradation et besoins éventuels en matière d'électroaccepteurs.

D'après Salanitro (1993), le recours aux seules épreuves du dénombrement cellulaire dicte une certaine prudence, car ces épreuves constituent souvent un piètre indicateur de la biodégradation. Salanitro a démontré qu'en présence de quantités suffisantes d'oxygène, la biodégradation des composés BTEX s'opérait sans égard au nombre de microbes. Souvent, il n'est pas nécessaire de procéder aux études en micro-écosystème pour les sites contaminés par les hydrocarbures, car la biodégradation des hydrocarbures pétroliers est bien documentée, en particulier dans le cas des composés BTEX (*ASTM*, 1996; ébauche). En général, une fois qu'elles se sont acclimatées à une source particulière d'hydrocarbures, les bactéries se retrouvent en nombres suffisants; les restrictions qui se posent ont plutôt trait soit à l'insuffisance d'oxygène ou d'éléments nutritifs, soit aux concentrations élevées, dans le sol (p. ex., > 25 000 mg / kg), d'hydrocarbures ou de métaux qui s'avèrent toxiques pour les micro-organismes.

4. ÉVALUATION DES VOIES D'EXPOSITION ET DES CARACTÉRISTIQUES DES RÉCEPTEURS

L'évaluation des voies d'exposition et des récepteurs (évaluation des risques) fait partie intégrante du processus d'AI; elle sert à déterminer si la présence continue des hydrocarbures contaminants pourrait poser un risque inacceptable pour la santé humaine ou pour l'environnement.

Voies d'exposition

On devrait à tout le moins examiner les voies d'exposition suivantes :

- l'inhalation de vapeurs (vapeurs provenant d'une phase séparée ou du panache d'eaux souterraines en phase de dissolution; vapeurs ambiantes ou vapeurs du sol relâchées lors du creusement);
- l'ingestion du sol;
- le contact dermique;
- l'ingestion d'eau (eaux souterraines ou eaux de surface).

Ces voies d'exposition devraient être considérées sous l'angle des récepteurs humains, des récepteurs éventuels dans l'environnement (plantes et animaux aquatiques ou terrestres) ainsi que de l'habitat de ces derniers. À la lumière des conditions propres au site, il pourrait également s'avérer nécessaire d'examiner d'autres voies d'exposition.

Récepteurs possibles

Les récepteurs devraient inclure les êtres humains qui, par leurs comportements (p. ex., consommation d'eau potable, temps de séjour, activités habituelles), risquent d'être touchés par une ou plusieurs des voies d'exposition précitées. Pour chaque site, on doit établir la pertinence d'une évaluation des risques écologiques et déterminer l'ampleur que pourrait prendre cette dernière (voir Gaudet, 1994). On doit tenir compte des récepteurs qui occupent les lieux ou que l'on retrouve à l'extérieur du site. Chaque site doit être évalué séparément. L'évaluation d'AI est fonction de la détermination des récepteurs possibles et de la perspective d'établissement de voies d'exposition complètes. L'AI constitue une option d'assainissement viable pour les sites qui n'abritent pas de récepteurs possibles et qui ne risquent guère d'en abriter dans le futur. Le recours à des mesures institutionnelles pourrait s'avérer nécessaire pour prévenir le développement futur de voies d'exposition dans les lieux visés.

5. ÉVALUATION DE L'ASSAINISSEMENT INTRINSÈQUE

Chacun des processus énoncés à la section 1 du présent BAT (et décrits en détail dans le **BAT n° 21**) pourrait promouvoir et influencer l'atténuation naturelle des composés BTEX et des autres hydrocarbures. Le **tableau 1** présente les mécanismes éventuels, propres aux sites d'AI, qui pourraient influencer le sort et le transport des contaminants dans ces lieux.

Comme le montre le tableau, certains processus contribuent plus activement que d'autres à la perte massique de contaminants le long de la voie d'acheminement des eaux souterraines. Il est possible d'obtenir une estimation semi-quantitative de la masse d'hydrocarbures (ici, des composés BTEX) par litre d'eau souterraine qui, dans les conditions ambiantes, pourrait être convertie en dioxyde de carbone grâce au processus de biodégradation aérobie et anaérobie. Appelé « capacité d'assimilation », ce facteur désigne une masse biodégradable théorique, sans toutefois donner d'indice sur les taux de dégradation.

La section suivante traite à fond de l'interprétation et de l'évaluation des résultats d'AI en vue d'établir la capacité d'assimilation d'un site hypothétique contaminé par des hydrocarbures.

6. ÉVALUATION DE LA CAPACITÉ D'ASSIMILATION

L'évaluation de la capacité d'assimilation (destruction) d'un système d'eaux souterraines apporte un élément de preuve essentiel lorsqu'il s'agit de démontrer que l'AI constitue une méthode d'assainissement appropriée pour les sites contaminés par les hydrocarbures. Pareille évaluation repose sur le calcul de la capacité théorique du système d'eaux souterraines d'assurer la biodégradation des mélanges d'hydrocarbures dissous présents dans la subsurface, et ce, autant dans des conditions aérobie qu'anaérobie. Un tel calcul s'appuie sur les rapports stœchiométriques

Tableau 1: Mécanismes possibles d'atténuation naturelle

Mécanisme	Description	Capacité d'atténuation des composés BTEX	Résultats habituels de l'AI
Processus physiques et chimiques			
Advection	Les contaminants sont déplacés par le mouvement des eaux souterraines (vitesse linéaire moyenne des eaux)	Aucune perte massique nette	Aucune perte massique
Dispersion	Les processus mécanique et moléculaire de mélangeage réduisent les concentrations	Diminution des concentrations sans perte massique nette	Aucune perte massique
Sorption	Les contaminants se répartissent dans la phase aqueuse et la matrice du sol; la sorption est principalement régie par le contenu en carbone organique du sol	La sorption retarde la migration du panache, mais n'élimine pas en permanence les composés BTEX des eaux souterraines, puisqu'il peut y avoir désorption	Diminution des masses dissoutes, proportionnelle au contenu en carbone organique du milieu
Volatilisation	Les contaminants sont retirés des eaux souterraines par volatilisation vers la phase vapeur dans la zone non saturée	En général, contribution mineure sur le plan de la biodégradation; contribution plus importante dans le cas d'une nappe phréatique peu profonde ou très fluctuante	Perte massique mineure, proportionnelle à la perméabilité du milieu et à la concentration de contaminants
Réactions chimiques abiotiques	Les contaminants pourraient être transformés en d'autres composés, par le biais de réactions chimiques directes	Dégradation chimique mineure par rapport à la dégradation biologique	Par rapport aux résultats obtenus au moyen de médiateurs biologiques, perte massique mineure attribuable aux réactions chimiques
Processus biologiques			
Aérobie	Les microbes utilisent l'oxygène comme électroaccepteur pour convertir les contaminants en CO ₂ , en eau et en biomasse	Mécanisme d'atténuation plus efficace si les quantités d'O.D. sont suffisantes (O.D. ≥ 1 à 2 mg / L)	Perte massique importante
Dénitrification anaérobie, réduction du sulfate par le fer et réduction par méthanogénèse	Les microbes utilisent les électroaccepteurs de remplacement (NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Fe ³⁺ , CO ₂) pour assurer la dégradation des contaminants	En général, taux beaucoup plus lents que ceux observés pour la biodégradation aérobie	Perte massique modérée

présentés dans le **BAT n° 21**. Pour déterminer la capacité d'assimilation, on utilise les données chimiques relatives aux concentrations d'électroaccepteurs et de sous-produits métaboliques dans les eaux souterraines. En guise d'exemple, le **tableau 2** présente un tel ensemble de données, tandis que le **tableau 3** montre comment évaluer, à partir desdites données, la capacité de minéralisation ou d'assimilation des composés BTEX dissous contenus dans les eaux souterraines.

Dans l'exemple présenté au **tableau 3**, les eaux souterraines sur le site seraient théoriquement capables d'assimiler des composés BTEX à raison d'environ 7,8 mg / L (7 800 µg / L). En pratique, si la concentration maximale de composés BTEX dissous mesurée sur le site s'avérait nettement

Tableau 2: Exemple de concentrations d'électroaccepteurs et de sous-produits métaboliques, aux fins de calcul de la capacité d'assimilation

Électroaccepteur ou sous-produit métabolique	Concentration de fond (mg / L)	Concentration au coeur du panache (puits montrant la concentration de composés BTEX la plus élevée) (mg / L)
Oxygène Dissous	10.0	1.0
Nitrate	5.0	0
Fer (II)	0.01	2.0
Sulphate	20	2.0

Tableau 3: Exemple de calcul de la capacité d'assimilation

Oxygène dissous	<p>Où :</p> $BTEX_{Bio.OD} = 0,32(O_B - O_M)$ <p>$BTEX_{Bio.OD}$ = réduction de la concentration de composés BTEX par respiration aérobie 0,32 = dégradation de composés BTEX pour chaque mg / L d'oxygène dissous absorbé (mg / L) O_B = concentration de fond d'oxygène dissous (mg / L) = 10,0 mg / L O_M = concentration la plus faible d'oxygène dissous mesurée (mg / L) = 1,0 mg / L $BTEX_{Bio.OD} = 2,9$ mg / L</p>
Nitrate	<p>Où :</p> $BTEX_{Bio.N} = 0,21(N_B - N_M)$ <p>$BTEX_{Bio.N}$ = réduction de la concentration de composés BTEX par dénitrification 0,21 = dégradation moyenne de composés BTEX pour chaque mg / L de nitrate absorbé (mg / L) N_B = concentration de fond de nitrate (mg / L) = 5,0 mg / L N_M = concentration de nitrate mesurée (mg / L) = 0 mg / L $BTEX_{Bio.N} = 1,0$ mg / L</p>
Fer	<p>Où:</p> $BTEX_{Bio.FE} = 0,05(FE_M - FE_B)$ <p>$BTEX_{Bio.FE}$ = réduction de la concentration de composés BTEX par réduction du fer 0,05 = dégradation moyenne de composés BTEX pour chaque mg / L de fer (II) absorbé (mg / L) FE_B = concentration de fond de fer (II) (mg / L) = 0,01 mg / L FE_M = concentration de fer (II) mesurée (mg / L) = 2,0 mg / L $BTEX_{Bio.FE} = 0,1$ mg / L</p>
Sulphate	<p>Où:</p> $BTEX_{Bio.S} = 0,21(S_B - S_M)$ <p>$BTEX_{Bio.S}$ = réduction de la concentration de composés BTEX par réduction du sulfate 0,21 = dégradation moyenne de composés BTEX pour chaque mg / L de sulfate absorbé (mg / L) S_B = concentration de fond de sulfate (mg / L) = 20 mg / L S_M = concentration de sulfate mesurée (mg / L) = 2,0 mg / L $BTEX_{Bio.S} = 3,8$ mg / L</p>
<p>CAPACITÉ D'ASSIMILATION TOTALE = biodégradation possible de 7,8 mg / L de composés BTEX</p>	

inférieure à ce chiffre, on pourrait conclure que l'AI constitue sans doute une méthode d'assainissement acceptable. Pareil résultat indiquerait la présence d'une forte capacité de réduction des concentrations de composés BTEX, à la source ainsi qu'en aval de la pente d'écoulement. Des calculs semblables pourraient être faits pour des hydrocarbures autres que les composés BTEX, à la lumière de rapports stœchiométriques semblables.

7. MODÈLE CONCEPTUEL D'ASSAINISSEMENT INTRINSÈQUE

Il est bon d'élaborer un modèle conceptuel d'AI propre au site visé, en fonction des caractéristiques géochimiques de ce dernier et de la caractérisation des contaminants qui s'y trouvent. En général, on opte pour un modèle tridimensionnel décrivant le système de ruissellement des eaux souterraines, la source de contaminants, la zone du sol contaminé, le panache de contamination des eaux souterraines ainsi que les processus d'AI dans la zone contaminée et autour de cette dernière.

Deux zones de traitement (aérobie et anaérobie) et une zone de transition intermédiaire peuvent être définies. En général, la zone de traitement de biodégradation anaérobie s'étend autour de la source principale. On y trouve de faibles concentrations d'oxygène dissous, de nitrate et de sulfate ainsi que des fortes concentrations de fer (Fe II). Pour sa part, la zone de biodégradation se situe aux limites du panache de contamination et s'étend en aval de ce dernier. D'habitude, on y trouve de fortes concentrations d'oxygène dissous (O.D. > 2 mg / L). Il arrive également que l'on retrouve une zone de transition où l'interface entre les zones de traitement anaérobie et aérobie tend à fluctuer. Pareilles fluctuations sont liées à l'alimentation des eaux oxygénées, aux variations saisonnières du ruissellement des eaux souterraines ainsi qu'à la dissolution des contaminants en présence d'une phase distincte.

Une fois le site évalué et l'évaluation d'AI terminée, on peut comparer la solution d'AI aux autres solutions d'assainissement possibles. Pareil examen pourrait nécessiter des tâches additionnelles (p. ex., la modélisation; voir la section 9). Le choix de la solution finale peut

s'appuyer sur des considérations d'efficacité ou de coût, ou encore sur d'autres facteurs. Si la solution d'AI est retenue, le processus pourra être mené à terme jusqu'à l'élaboration d'un programme de surveillance, conformément au diagramme présenté à l'annexe du **BAT n° 19**.

8. SIMULATION DE L'ASSAINISSEMENT INTRINSÈQUE

Les données sur le site recueillies lors de l'évaluation peuvent être incorporées aux modèles mathématiques, qui peuvent à leur tour servir à prévoir le sort et le transport des contaminants, compte tenu des processus physiques, chimiques et biologiques qui surviennent dans la subsurface.

La précision d'une simulation dépend du volume et de la qualité des données disponibles aux fins d'étalonnage. Là où les données sont absentes ou fragmentaires, les solutions analytiques peuvent fournir des résultats suffisamment précis. Là où davantage de données sont disponibles, on peut inclure un plus grand nombre de processus, et ceux-ci peuvent faire l'objet de simulations plus précises fondées sur des modèles numériques plus perfectionnés. Cependant, pour effectuer une simulation d'AI précise, il faut que le modèle traduise chacun des processus d'atténuation énumérés au **tableau 1**. En général, le processus principal et le plus courant est celui de la biodégradation aérobie, surtout dans le cas des sites contaminés par les hydrocarbures pétroliers.

9. BESOINS DE SURVEILLANCE

En général, toute solution d'assainissement nécessite une quelconque forme de surveillance. Cette surveillance s'effectue avant, pendant et après l'intervention d'assainissement. Elle vise à vérifier l'efficacité du processus au regard de l'élimination des contaminants, compte tenu des objectifs prévus. En matière d'AI, le recours à un programme de surveillance s'impose pour établir la validité des projections initiales d'assainissement. Tout programme de surveillance doit être élaboré en fonction des caractéristiques du site visé et prévoir des points de surveillance suffisants ainsi que la prise des mesures nécessaires à l'atteinte des

objectifs d'assainissement et au suivi constant de l'état du panache.

En matière d'AI, la surveillance à long terme (SLT) s'avère particulièrement importante, car les systèmes naturels ne peuvent être manipulés pour ajuster les niveaux d'assainissement. La conception du programme de SLT doit permettre la collecte des données requises pour vérifier si les taux d'atténuation naturelle sont suffisants pour protéger adéquatement la santé humaine et l'environnement. Un ensemble de données détaillées devra être maintenu pour assurer la surveillance d'un site particulier. Un examen régulier des données permettra l'évaluation des tendances, histoire de déterminer l'état du panache et de suivre la progression de l'assainissement. Si les résultats du programme de SLT montrent que l'AI ne donne pas les résultats voulus, il pourrait s'avérer nécessaire d'opter plutôt pour une solution d'assainissement actif, quitte à revenir plus tard à la formule d'AI.

Comme mentionné plus tôt, la présence de récepteurs conditionne les besoins d'assainissement. Les activités de surveillance pourraient s'avérer superflues dans le cas d'un site qui ne renferme aucun récepteur ou sur lequel aucune voie d'exposition complète vers les récepteurs ne peut être établie. On pourra instaurer des contrôles institutionnels — contraintes visant l'utilisation future des terres, barrières physiques (p. ex., des clôtures), restrictions de zonage ou autres — afin d'empêcher le développement de voies d'exposition et de récepteurs éventuels.

Le programme de SLT pourra être interrompu ou ramené à une moindre échelle une fois qu'il aura été clairement démontré, au moyen des données de la surveillance, que le panache est en voie de se rétrécir, ou une fois qu'auront été amassées des preuves suffisantes, complémentaires aux données de la surveillance, qui démontrent qu'aucune voie d'exposition complète ne pourra s'établir.

SOURCES

ASTM (1996). *ASTM Guide for Remediation by Natural Attenuation at Petroleum Release Sites*. Ébauche.

Gaudet, C. (1994). *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux*

contaminés situés au Canada : études et recommandations. Environnement Canada, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa (Ontario), série scientifique n° 199, 108 p.

Rifai, H.S., Bedient, P.B., Wilson, J.T., Miller, K.M. et J.M. Armstrong (1988). *Biodegradation Modelling at an Aviation Fuel Spill Site*. Journal of Environmental Engineering, vol. 114, n° 5, pp. 1007-1029.

Salanitro, J.P. (1993). *The Role of Bio-attenuation in the Management of Aromatic Hydrocarbon Plumes in Aquifers*. *Ground Water Monitoring and Remediation*, pp. 150-161.

Wiedemeier, T., Wilson, J.T., Kampbell, D.H., Miller, R.N. et J.E. Hansen (1995). *Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring of Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater (Volume 1)*. U.S. Air Force Centre for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Brooks Air Force Base, San Antonio, TX.

Pour de plus amples renseignements, veuillez vous adresser à:

Environnement Canada
Région de l'Ontario - Direction générale de la
protection de l'environnement
Division des programmes nucléaires et des
contaminants de l'environnement
4905 rue Dufferin
Downsview, ON M3H 5T4
Téléphone: (416) 739-4826
Télécopieur: (416) 739-4405

On peut trouver nos BAT sur les sites contaminés sur Internet à l'adresse suivante :

<http://www.on.ec.gc.ca/pollution/ecnpd/>