

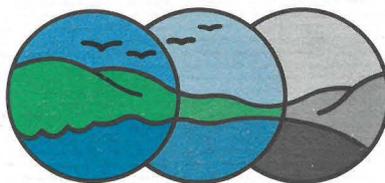


Environnement
Canada

Environment
Canada

Bioassainissement des sols contaminés par du pétrole - Technique innovatrice, sans danger pour l'environnement

Dan M. McNicoll et Anar S. Baweja



**Programme national
d'assainissement
des lieux contaminés**

Canada



Environnement
Canada

Environment
Canada

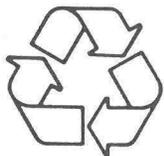
Bioassainissement des sols contaminés par du pétrole - Technique innovatrice, sans danger pour l'environnement

Dan M. McNicoll* et Anar S. Baweja†

* Oliver, Mangione, McCalla & Assoc. Ltd.
154 Colonnade Road South
Nepean (Ontario)
K2E 7J5

† Direction de l'évaluation et de l'interprétation
Direction générale de la conservation des écosystèmes
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Environnement Canada
Ottawa (Ontario), 1995



Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1995

N° de cat. EN40-491/1995

ISBN 0-662-61667-5

Table des matières

	Page
SOMMAIRE	v
REMERCIEMENTS	vi
INTRODUCTION	1
CONTEXTE	1
OPTIONS PROPOSÉES POUR ASSAINIR LE SOL	1
Techniques applicables <i>in situ</i>	1
Extraction des vapeurs du sol	1
Lessivage/purge du sol	3
Isolement/confinement	3
Techniques applicables <i>ex situ</i>	3
Désorption thermique à faible température	3
Labourage	3
Bioréacteur	4
Élimination en décharge	4
Solidification/stabilisation	4
FACTEURS LIÉS AU CHOIX DU BIORÉACTEUR	4
CONCEPTION DU BIORÉACTEUR	7
Construction du bioréacteur	7
Objectifs de la conception	7
Déroulement de la construction	9
PROGRAMME DE SURVEILLANCE	9
Cuves de traitement témoins	9
Programme d'échantillonnage	9
RÉSULTATS	9
Température du sol	11
Concentrations de HPT dans le sol	11
Résultats microbiologiques	13
Biodégradation et volatilisation	13
Température et éléments nutritifs	14
RENTABILITÉ	14
CONCLUSIONS	14
RÉFÉRENCES	15

Tableaux

	Page
1. Techniques classiques d'assainissement des sols	5
2. Sommaire du programme d'échantillonnage et de surveillance	11

Illustrations

Figure 1. Emplacement de la BFC de Petawawa, Petawawa (Ontario)	2
Figure 2. Coupe longitudinale d'une des quatre cuves en surface	8
Figure 3. Comparaison des températures du sol <i>in situ</i> pour les cuves A, B, C et D et des températures de l'air ambiant	12
Figure 4. Concentrations moyennes de HPT (hydrocarbures pétroliers totaux) dans le sol dans les cuves A, B, C et D	12

Photo

1. Installation de bioassainissement, BFC de Petawawa	10
---	----

Sommaire

En 1991, on a trouvé du sol contaminé par du pétrole sous une installation servant à entreposer du pétrole, à la base des Forces canadiennes de Petawawa située à Petawawa, en Ontario. Plusieurs options classiques d'assainissement des sols ont été présentées au ministère de la Défense nationale (MDN). En collaboration avec Environnement Canada, le MDN a décidé d'entreprendre le bioassainissement du sol contaminé par le pétrole au moyen d'un bioréacteur en surface. Un bioréacteur innovateur a par la suite été conçu pour traiter le sol contaminé par le pétrole dont la quantité était évaluée à 3600 tonnes. L'installation de bioassainissement a été construite à la fin de l'automne 1992 et elle a fonctionné pendant une période de six mois entre mai et novembre 1993.

L'installation de bioassainissement était constituée de quatre cuves en surface munies chacune d'un réseau de tuyaux d'aération et d'un système de distribution d'eau et d'éléments nutritifs à deux niveaux. Les tuyaux d'aération ont été reliés à une pompe à vide centrale qui aspirait de l'air à travers la cuve, fournissant ainsi l'oxygène essentiel à la prolifération des bactéries qui décomposent les hydrocarbures. Le système de distribution des éléments nutritifs fournissait uniformément des éléments nutritifs aux bactéries qui dégradent les hydrocarbures et permettait à l'utilisateur de maintenir le pH et la teneur en humidité à l'intérieur des cuves à un niveau optimal pour la croissance bactérienne. Un système complexe de collecte des eaux de lessivage permettait d'amener au besoin les eaux de lessivage et de les faire circuler de nouveau dans la cuve d'origine. Les cuves ont été recouvertes d'un pare-vapeur opaque pour réduire au

minimum la volatilisation et pour améliorer le chauffage solaire.

Un programme complexe de surveillance, consistant à prélever et à analyser des échantillons de sol, d'eau et d'air, a été mis en oeuvre pendant la période de six mois au cours de laquelle le bioréacteur a fonctionné. Les résultats ont montré que la concentration d'hydrocarbures pétroliers totaux dans le sol traité avec le bioréacteur avait diminué d'environ 97 %. Les calculs de bilan massique ont indiqué que 99 % de la biodégradation étaient dus à la dégradation biologique et 1 %, à la volatilisation.

Avec un programme réduit de surveillance et en tenant compte du potentiel de réutilisation, il en coûterait entre 20 \$ et 40 \$ la tonne pour traiter des sols contaminés par du pétrole avec cette technique. Le projet a montré que ce traitement, effectué au cours d'un été canadien typique, pouvait être efficace et rentable, pour rendre même des sols contaminés par du carburant diesel conformes aux critères fédéraux ou provinciaux les plus stricts. De plus, ces résultats positifs devraient favoriser une utilisation plus répandue de cette technique sur les bases militaires de tout le Canada ou à tout autre endroit contaminé de manière analogue.

Ce projet est conforme aux objectifs du Programme national d'assainissement des lieux contaminés, c'est-à-dire qu'il vise à assainir les lieux contaminés, à mettre au point et à décrire des techniques innovatrices pouvant atténuer ou éliminer la menace que constituent pour l'environnement les lieux contaminés.

Remerciements

Pour le financement de ce projet, les auteurs sont très reconnaissants au ministère de la Défense nationale et aux diverses directions d'Environnement Canada, principalement la Direction de la gestion des déchets dangereux et le Bureau de gérance de l'environnement. Ils remercient également le Bureau de district de la protection de l'environnement, et plus particulièrement Frank D'Addario, pour l'intérêt qu'il a suscité dans ce projet, et Peter Fernandes (MDN), qui a dirigé les opérations quotidiennes à la base des Forces canadiennes de Petawawa, en Ontario.

Bioassainissement des sols contaminés par du pétrole - Technique innovatrice, sans danger pour l'environnement

Dan M. McNicoll et Anar S. Baweja

INTRODUCTION

Environnement Canada et le ministère de la Défense nationale ont retenu les services de la firme Oliver, Mangione, McCalla & Associates Limited pour la conception d'une installation innovatrice de bioassainissement en surface où seraient traités des sols contaminés par du pétrole. Le projet visait à déterminer si un bioassainissement pouvait être effectué de manière rentable sous le climat canadien.

Dans le texte qui suit, on présente les techniques classiques d'assainissement des sols qui ont été envisagées, la raison pour laquelle le bioassainissement en surface a été choisi, la conception et les objectifs du bioréacteur, le programme de surveillance qui a été mis en oeuvre, les résultats qui ont été obtenus et les conclusions auxquelles on en est arrivé en ce qui concerne l'efficacité et l'applicabilité générale de cette technique.

CONTEXTE

En juin 1991, des déversements d'essence et de diesel se sont produits dans une installation servant à entreposer du pétrole située sur la base des Forces canadiennes de Petawawa, à Petawawa, en Ontario (figure 1). La firme Oliver, Mangione, McCalla & Associates Limited a été engagée par le ministère de la Défense nationale (MDN) pour étudier le sous-sol et pour déterminer l'étendue de la contamination pétrochimique. L'enquête a révélé qu'une certaine épaisseur du sous-sol avait été contaminée par du diesel et par de l'essence et qu'il était nécessaire d'assainir le sol. Le régime des eaux souterraines sous-

jacentes, à environ 23 m sous le niveau du sol, n'avait pas été touché (McNicoll et McKee, 1991).

OPTIONS PROPOSÉES POUR ASSAINIR LE SOL

Plusieurs techniques classiques d'assainissement du sol *in situ* et *ex situ* ont été proposées au MDN. Celles-ci sont brièvement décrites ci-après et résumées dans le tableau 1.

Techniques applicables *in situ*

Extraction des vapeurs du sol

L'extraction des vapeurs du sol consiste à favoriser la volatilisation des contaminants qui adhèrent au sol tout en amenant de l'air fraîchement oxygéné dans la zone où le sol est contaminé. L'air frais devient une source d'oxygène essentielle pour les bactéries indigènes causant la dégradation des hydrocarbures et favorise ainsi la dégradation biologique. Les vapeurs sont aspirées à partir du sous-sol au moyen de plusieurs puits de récupération des vapeurs spécialement conçus qui sont raccordés à au moins une pompe à vide. Les vapeurs contaminées sont alors traitées sur place, puis rejetées dans l'atmosphère.

Le coût moyen du traitement varie de 35 \$ à 80 \$ la tonne, avec une période de fonctionnement moyenne de 6 à 36 mois (GASReP, 1990).

Le coût relativement faible de cette technique et sa capacité de traiter le sol qui se trouve sous des routes ou sous des bâtiments la rendent très attrayante. Cependant, le succès de cette technique dépend beaucoup de la perméabilité à l'air des sols visés et de leur degré d'homogénéité (U.S. EPA, 1991; 1992).

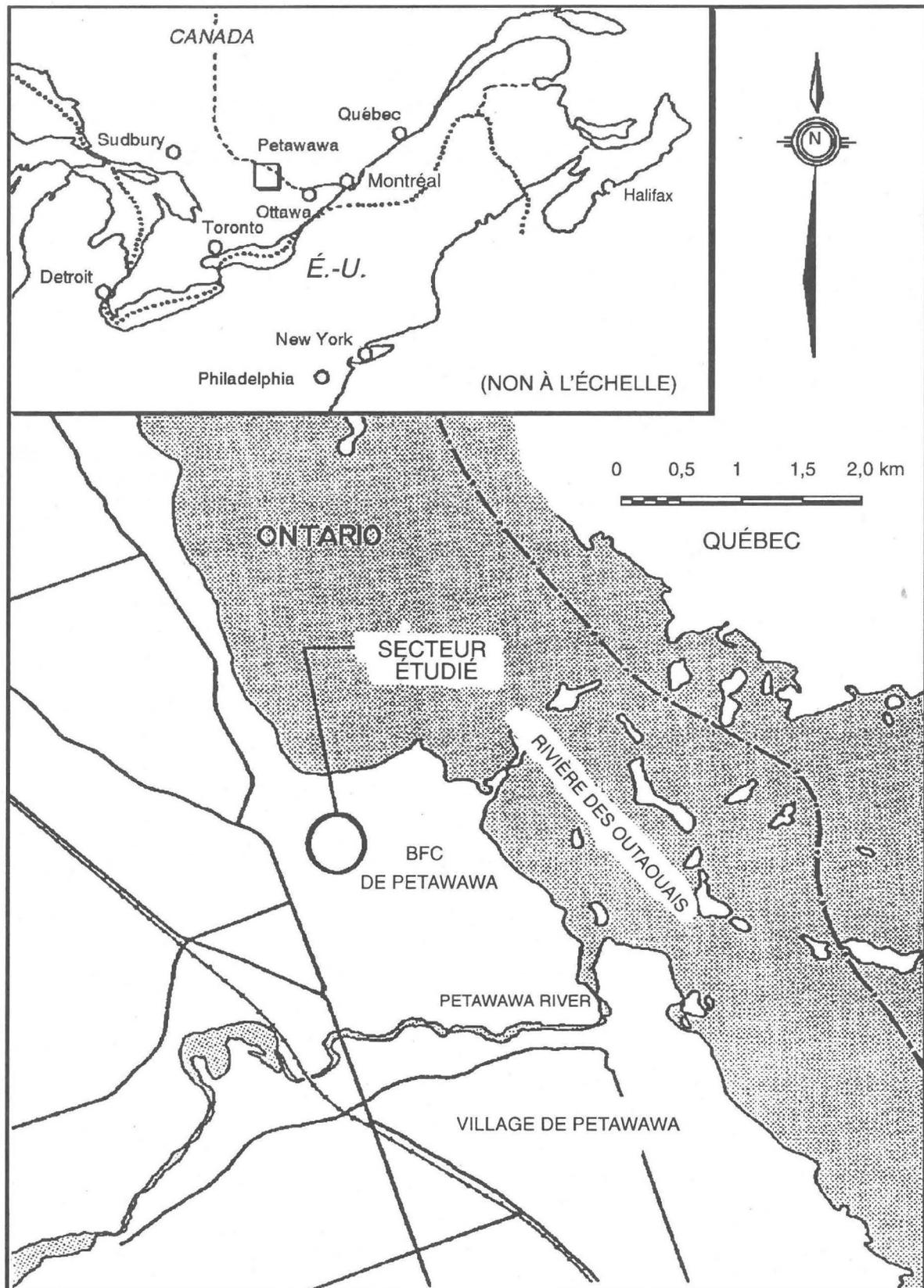


Figure 1. Emplacement de la BFC de Petawawa, Petawawa (Ontario).

Lessivage/purge du sol

La technique de lessivage/purge du sol consiste à purger la zone de sol contaminée avec une solution aqueuse qui mobilise les contaminants adsorbés par dissolution ou émulsification. La solution contaminée ayant servi à purger le sol est ensuite recueillie, puis pompée vers la surface pour être traitée, amendée et injectée de nouveau.

Cette technique peut être facile ou difficile à appliquer selon la perméabilité des sols visés et les caractéristiques hydrogéologiques locales de la nappe aquifère sous-jacente que l'on doit manipuler pour assurer le confinement hydraulique de la solution de purge.

Le coût de cette technique varie considérablement selon la nature du sol; en moyenne, il varie de 50 \$ à 150 \$ la tonne. La durée du nettoyage peut varier de 3 à 24 mois, selon la nature du sol et du climat.

Le principal avantage de cette technique vient du fait qu'elle est relativement peu encombrante et peu coûteuse, selon les conditions du sol et la profondeur à laquelle se trouve l'eau souterraine (U.S. EPA, 1987).

Isolement/confinement

L'isolement/confinement consiste à isoler de la zone voisine le sol contaminé au moyen d'un mur et d'une couverture imperméable pour empêcher respectivement la migration latérale et l'infiltration à partir de la surface. Le mur s'étend généralement vers le bas jusqu'à un horizon peu perméable (p. ex. argile, assise rocheuse, etc.) et peut être constitué d'une membrane synthétique, d'une série de feuilles ou d'une tranchée contenant une bouillie de bentonite.

Cette technique ne permet pas de détruire les contaminants que renferme le sol, ni d'en réduire la quantité, mais elle empêche simplement le contaminant de migrer dans les eaux souterraines ou de s'échapper dans l'environnement par l'intermédiaire des vapeurs libérées à partir du sol. Dans ce cas, le potentiel d'exploitation future du terrain est sérieusement limité. Il est également important de s'assurer de l'intégrité à long terme des matériaux utilisés pour le mur et la couverture.

Le coût de cette technique dépend largement de la répartition des contaminants et il s'élève en moyenne à 80 \$-200 \$ la tonne (U.S. EPA, 1987). La construction peut prendre de 2 à 6 mois, sans compter la surveillance qui peut se poursuivre indéfiniment.

Techniques applicables *ex situ*

Désorption thermique à faible température

La désorption thermique à faible température (DTFT) consiste à excaver le sol contaminé et à le faire passer dans un four rotatif qui chauffe le sol jusqu'à environ 250 °C pour volatiliser les contaminants. Les vapeurs contaminées sont filtrées pour être débarrassées des fines particules, puis dirigées vers un dispositif d'oxydation thermique à haute température pour être traitées. Le sol traité est amendé avec de l'eau et peut généralement être réutilisé sur place.

Le coût moyen du traitement varie en général de 40 \$ à 90 \$ la tonne, selon la nature du sol, la teneur en humidité, le volume de sol devant être assaini et la concentration globale de pétrole (OMEE, 1992). Les unités de DTFT peuvent traiter entre 25 et 50 tonnes à l'heure; compte tenu de la mobilisation et de la démobilisation, la durée du nettoyage varie à peu près de 1 à 6 mois.

Cette technique a l'avantage d'être relativement rapide et rentable. De plus, le sol traité peut souvent être réutilisé sur son lieu d'origine. Les principaux inconvénients de cette option viennent du fait qu'elle est relativement perturbante, bruyante, poussiéreuse, qu'elle exige beaucoup de main d'oeuvre et qu'elle consomme beaucoup de carburant.

Labourage

Le labourage consiste à excaver le sol contaminé et à le répandre sur une surface imperméable en couches relativement minces de 0,3 à 0,6 m d'épaisseur. Le sol est ensuite périodiquement labouré à l'aide d'équipement agricole habituel (p. ex. avec une herse à disques), ce qui aère le sol et favorise la volatilisation. En général, le sol est laissé à découvert et il est périodiquement arrosé de solution nutritive.

Rares sont les études dans lesquelles on a cherché à quantifier la volatilisation et la dégradation biologique obtenues avec cette technique, mais on pense en général que la volatilisation joue un rôle important dans le processus de dégradation. Très peu de projets de labourage prévoient la récupération et le traitement des contaminants volatilisés.

Le principal avantage de cette technique vient du fait qu'elle est l'une des moins coûteuses qui permettent d'assainir les sols contaminés par du pétrole : son coût moyen varie de 20 \$ à 60 \$ la tonne (OMEE, 1992; U.S. EPA, 1987). De plus, ce type de traitement est facile à planifier et à appliquer. Le nettoyage dure en général

6 à 36 mois, selon la nature du sol, le contaminant et les conditions climatiques (c.-à-d., la température, les précipitations, la vitesse du vent, etc.). Cette technique exige toutefois une grande surface de terrain et elle ne doit pas être soumise à des limites de temps.

Bioréacteur

Le bioassainissement des sols contaminés par le pétrole au moyen d'un bioréacteur consiste à déposer le sol contaminé à l'intérieur d'une ou de plusieurs cuves dont la hauteur varie de 1 à 3 m. Des tuyaux d'aération et un système d'arrosage surplombent habituellement le tas de sol de manière à pouvoir distribuer au besoin une solution nutritive. Les cuves du bioréacteur sont ensuite recouvertes avec un pare-vapeur ou avec un autre dispositif grâce auquel les gaz qui se dégagent peuvent être récupérés et traités avant d'être libérés dans l'atmosphère. L'excès d'humidité est récupéré au moyen d'un système de drainage souterrain, puis circule de nouveau dans le bioréacteur, ce qui fait que chaque cuve du bioréacteur est totalement autonome.

Le coût moyen du traitement varie en général de 20 \$ à 60 \$ la tonne et la durée moyenne du nettoyage varie de 2 à 24 mois (OMEE, 1992; U.S. EPA, 1987).

Le principal avantage de cette méthode est d'être peu coûteuse, de nécessiter moins d'espace que le labourage, de permettre à l'utilisateur de réguler le plus possible le processus de traitement et de ne pas entraîner la volatilisation des contaminants dans l'atmosphère. Son principal inconvénient vient du fait qu'elle exige assez d'espace et qu'on ne peut prévoir d'avance combien il faudra de temps avant d'en arriver à un niveau acceptable d'assainissement.

Élimination en décharge

Bien que l'élimination en décharge ne constitue pas un traitement, c'est un moyen traditionnel d'assainir les lieux contaminés. Cette option consiste à excaver tout le sol contaminé et à le transporter jusqu'à la décharge la plus proche. Dans la décharge, le sol contaminé est généralement utilisé pour recouvrir les déchets.

La mise en décharge du sol contaminé par du pétrole est en général une entreprise onéreuse à cause des frais d'utilisation qui sont relativement élevés. Toutefois, la dépense relative est souvent compensée par la rapidité avec laquelle le lieu peut être rendu acceptable (1 à 3 semaines en moyenne). Les frais d'utilisation des décharges dépassaient 100 \$ la tonne il y a quelques années dans les principales zones

métropolitaines. Bien que des frais de cet ordre soient encore en vigueur à certains endroits, des décharges privées exigent maintenant des frais moins élevés pour rester concurrentielles par rapport aux traitements comme la désorption thermique à faible température et le bioassainissement. Actuellement, l'élimination du sol contaminé par du pétrole dans les décharges coûte en moyenne 40 \$ à 150 \$ la tonne.

Le principal inconvénient de cette technique est lié au fait qu'elle consiste simplement à déplacer le sol contaminé d'un endroit à un autre et à ne fournir pour ainsi dire aucun traitement.

Solidification/stabilisation

La solidification/stabilisation consiste à excaver le sol contaminé et à y immobiliser le contaminant en ajoutant une matière qui, en se combinant physiquement (solidification) ou chimiquement (stabilisation) avec le contaminant, réduit sa mobilité. La mobilité du contaminant étant réduite, la probabilité que le contaminant s'échappe par l'intermédiaire des eaux souterraines ou se volatilise dans l'atmosphère est également réduite de beaucoup. Le mélange ainsi obtenu est soit éliminé en toute sûreté, soit réutilisé sur place.

Le principal inconvénient de cette technique vient du fait qu'on dispose de très peu d'information sur l'intégrité à long terme de la matière solidifiée. Par conséquent, si cette matière est réutilisée sur place, des restrictions pourraient être imposées en ce qui a trait à l'utilisation future du terrain (U.S. EPA, 1987; OMEE, 1992).

Son coût est estimé à environ 75 \$–200 \$ la tonne et la durée du nettoyage varie de 1 à 6 mois (OMEE, 1992).

FACTEURS LIÉS AU CHOIX DU BIORÉACTEUR

Après un examen attentif des techniques classiques d'assainissement du sol existantes, le MDN, en collaboration avec Environnement Canada, a décidé que la technique de bioassainissement dans un bioréacteur en surface était la plus appropriée pour traiter ses sols contaminés par du pétrole.

Voici certains des facteurs qui ont influé sur la décision du MDN : décision préalable de réduire la capacité de l'installation d'entreposage du pétrole, profondeur relativement faible de pénétration du contaminant (environ 6 m), profondeur relativement élevée de la nappe phréatique (environ 23 m), absence

Tableau 1. Techniques classiques d'assainissement des sols

Technique d'assainissement et description	Coût moyen (la tonne)	Durée moyenne du nettoyage	Avantages	Inconvénients
<i>IN SITU</i>				
<p>Extraction des vapeurs s'échappant du sol (EVS) Des puits dont l'ouverture est grillagée sont installés dans le sol contaminé et raccordés à une pompe à vide. De l'air est aspiré à partir de ces puits pour favoriser la volatilisation et la biodégradation des contaminants adsorbés sur le sol. Les vapeurs contaminées sont traitées sur place puis rejetées dans l'atmosphère.</p>	35 \$-80 \$	6-36 mois	<ul style="list-style-type: none"> • coût relativement faible • peu encombrante, discrète • relativement peu d'entretien • relativement rapide • peut s'appliquer aux sols sous des bâtiments, des routes, etc. • exige peu de main-d'oeuvre 	<ul style="list-style-type: none"> • aucune garantie en ce qui concerne le degré d'assainissement final • exige une surveillance constante • efficacité limitée dans les sols hétérogènes et dans les sols à teneur élevée en limon et en argile
<p>Lessivage/purge du sol Une grande galerie d'exfiltration est construite au-dessus d'un sol contaminé, et une solution nutritive ainsi que des agents tensio-actifs sont injectés pour laver le sol et favoriser le bioassainissement naturel. Toute l'eau contaminée doit être récupérée par extraction des puits et pompée jusqu'à la surface où elle est traitée, amendée et injectée de nouveau dans le sous-sol.</p>	50 \$-150 \$	3-24 mois	<ul style="list-style-type: none"> • relativement peu encombrante • peut être rentable dans certains cas. 	<ul style="list-style-type: none"> • dépend de la composition du sol et de sa répartition • régulation hydraulique complète difficile à assurer • progrès de l'assainissement difficile à suivre • aucune garantie quant au degré d'assainissement
<p>Isolement/confinement Les sols contaminés sont isolés au moyen d'un pare-vapeur et d'une couverture. Les contaminants ne sont pas détruits, mais confinés indéfiniment.</p>	80 \$-200 \$	2-6 mois	<ul style="list-style-type: none"> • coût relativement faible • limite la migration des contaminants 	<ul style="list-style-type: none"> • ne détruit pas les contaminants et n'en réduit pas la quantité, mais les empêche de migrer jusqu'aux eaux souterraines ou jusqu'à l'atmosphère • surveillance à long terme nécessaire • difficile pour les grandes étendues • influe sur les utilisations futures de l'endroit
<i>EX SITU</i>				
<p>Désorption thermique à faible température (DTFT) Le sol contaminé est excavé et passé dans l'unité de DTFT. L'unité chauffe le sol, volatilise les contaminants pétroliers et traite les émissions gazeuses avec un oxydant thermique.</p>	40 \$-90 \$	1-6 mois	<ul style="list-style-type: none"> • le sol traité peut être réutilisé • rapide • relativement peu coûteuse • aucune responsabilité à long terme 	<ul style="list-style-type: none"> • peut ne pas convenir aux sols à teneur élevée en argile ou en humidité • perturbante, bruyante • consomme beaucoup de carburant • exige beaucoup de main-d'oeuvre • perturbante

Tableau 1. (Suite)

Technique d'assainissement et description	Coût moyen (la tonne)	Durée moyenne du nettoyage	Avantages	Inconvénients
<p>Labourage Le sol contaminé est excavé et déposé en minces couches par-dessus une cuve de traitement garnie. Une solution nutritive est ajoutée et un tracteur travaille le sol périodiquement pour faciliter la volatilisation.</p>	20 \$-60 \$	6-36 mois	<ul style="list-style-type: none"> • peu coûteuse • simple à concevoir et à exploiter • efficace sur divers types de sol et dans diverses conditions 	<ul style="list-style-type: none"> • transfère les contaminants du sol vers l'air • exige beaucoup d'espace • aucune garantie en ce qui concerne le degré de traitement • perturbante • sujette aux conditions climatiques
<p>Bioréacteur Le sol contaminé est excavé et déposé dans une cuve conçue spécialement et ce sol est traité avec des bactéries indigènes. Des éléments nutritifs et de l'oxygène sont fournis et les gaz contaminés qui s'échappent sont recueillis et traités sur place. Ce système confiné facilite la manutention et la régulation, ce qui permet d'améliorer le traitement.</p>	20 \$-60 \$	2-24 mois	<ul style="list-style-type: none"> • peu coûteuse • exige moins d'espace que le labourage • régulation maximale du procédé de traitement • système fermé • pas de rejet des gaz confinés dans l'atmosphère • progrès de l'assainissement facile à suivre 	<ul style="list-style-type: none"> • aucune garantie en ce qui concerne le degré de traitement • perturbante
<p>○ Élimination en décharge Le sol contaminé est excavé et transporté jusqu'à une décharge approuvée.</p>	40 \$-150 \$	1-3 semaines	<ul style="list-style-type: none"> • rapide • élimine la contamination sur place • aucune responsabilité à long terme 	<ul style="list-style-type: none"> • perturbante • coûteuse • ne traite pas le sol, mais déplace le problème d'un endroit à un autre
<p>Solidification/stabilisation Les contaminants sont immobilisés dans le sol par l'addition de matières qui se combinent physiquement (solidification) ou chimiquement (stabilisation) avec les contaminants pour réduire leur mobilité.</p>	75 \$-200 \$	1-6 mois	<ul style="list-style-type: none"> • matières de base relativement peu coûteuses • degré élevé de régulation 	<ul style="list-style-type: none"> • relativement peu coûteuse • influe sur l'exploitation future de l'endroit • intégrité à long terme de la matière solidifiée indéterminée

de contamination dans les eaux souterraines, absence de limites de temps et d'espace et nature du sol et des contaminants eux-mêmes.

Environnement Canada, pour sa part, a convenu de participer à ce projet et de financer un programme de surveillance détaillé afin de profiter de l'occasion pour déterminer si cette technique était un moyen rentable et inoffensif pour l'environnement de traiter les sols contaminés par du pétrole; pour évaluer la surveillance nécessaire afin d'optimiser les processus naturels de dégradation biologique à l'intérieur du bioréacteur; pour valider les nouvelles lignes directrices fédérales relatives à l'échantillonnage, à l'analyse et à la gestion des données (CCME, 1993); pour déterminer si le bioassainissement pouvait être entrepris au cours d'un été canadien typique et pour déterminer si l'assainissement du sol est surtout dû à la volatilisation ou à la dégradation biologique et si la température ou les éléments nutritifs sont plus importants pendant la dégradation biologique.

CONCEPTION DU BIORÉACTEUR

Construction du bioréacteur

L'installation de bioassainissement était constituée de quatre cuves rectangulaires mesurant chacune environ 27 m de long et 14 m de large. Une coupe longitudinale de l'une de ces cuves est représentée à la figure 2.

Chaque cuve mesurait 2 m de haut et contenait environ 450 m³ de sol contaminé. La base de chaque cuve était inclinée vers une extrémité et garnie d'une membrane imperméable. Du petit gravier rond a été déposé par-dessus la membrane pour former une couche de drainage hautement perméable. Le gravier a été par la suite recouvert d'un tissu synthétique.

Le sol contaminé par le pétrole a été déposé par-dessus le tissu en couches d'environ 0,3 m d'épaisseur. Après chaque couche, on a ajouté une solution nutritive sur la surface du sol. La couche était ensuite légèrement tassée pour être rendue uniforme. Après le dépôt de deux couches successives, on a installé la partie inférieure d'un système à deux niveaux de distribution de la solution nutritive, constituée d'un tuyau perforé muni de régulateurs de pression derrière chaque perforation. Ce système de distribution était conçu pour favoriser l'uniformité de l'humidité et des éléments nutritifs sur toute la surface de la couche.

Après la troisième couche, ou approximativement à mi-hauteur, deux tuyaux actifs destinés à l'extraction

des vapeurs du sol de 100 mm de diamètre et un tuyau passif de prise d'air de 100 mm de diamètre ont été installés. Les deux tuyaux destinés à extraire les vapeurs du sol ont été raccordés à une pompe à vide centrale, alors que le tuyau passif n'a pas été raccordé et a été temporairement bouché.

Trois autres couches de sol contaminé par du pétrole ont été déposées dans chaque cuve, jusqu'à ce que la hauteur totale de la cuve de 2 m soit atteinte. On a ajouté au-dessus de chaque cuve un système pour distribuer la solution nutritive (système supérieur) analogue au système inférieur. Chaque cuve a alors été couverte avec une épaisseur d'environ 100 mm de paille, puis avec un pare-vapeur noir en polyéthylène. L'une des quatre cuves du bioréacteur a été couverte avec une membrane blanche avec laquelle on a cherché à réduire le chauffage solaire de manière à pouvoir évaluer l'effet de la température du sol sur la vitesse de la dégradation biologique.

Objectifs de la conception

Les divers constituants du bioréacteur ont été spécialement conçus de manière à réaliser certains objectifs. Certains des constituants les plus importants et leurs fonctions sont décrits ci-après.

Le système servant à distribuer la solution nutritive permet de réguler l'addition de la solution d'éléments nutritifs inorganiques et de maintenir la teneur en humidité du sol et le pH à un niveau optimal pour les bactéries qui dégradent les hydrocarbures à l'intérieur des cuves du bioréacteur.

Le système servant à extraire les vapeurs du sol fournit une source continue d'oxygène aux bactéries en remplaçant continuellement les vapeurs qui se dégagent du sol par de l'air fraîchement oxygéné. Les vapeurs s'échappant du sol contaminé sont dirigées vers une installation de traitement centrale constituée d'un séparateur d'humidité, d'un filtre à sable et d'une série d'unités renfermant des granules de charbon actif. Les contaminants organiques volatils présents dans les vapeurs sont adsorbés sur le charbon et les vapeurs traitées sont rejetées dans l'atmosphère.

Le système servant à recueillir les eaux de drainage et de lessivage situé à la base de chaque cuve permet à l'excès d'humidité de traverser la cuve et de s'accumuler dans un réservoir frontal. L'eau est alors amendée avec des éléments nutritifs et de la chaux, puis elle repasse à travers la cuve d'où elle provient.

La couche de paille qui recouvre la cuve sert d'isolant et permet à l'air de circuler sur toute la surface

CUVE DU BIORÉACTEUR

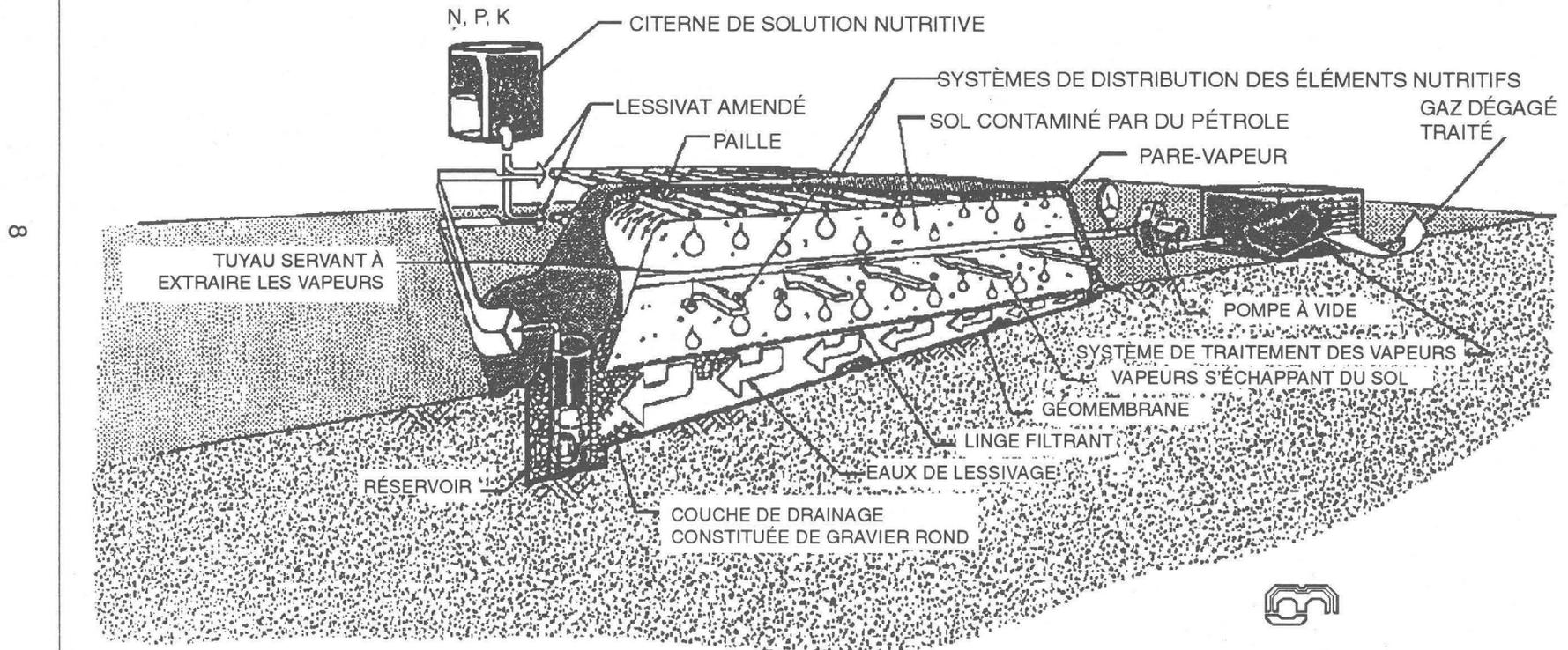


Figure 2. Coupe longitudinale d'une des quatre cuves en surface.

du tas, alors que le pare-vapeur noir réduit au minimum la volatilisation et attire le rayonnement solaire, ce qui réchauffe le sol.

Déroulement de la construction

On a entrepris la conception de l'installation de bioassainissement au cours de l'hiver (janvier-février) 1992. Au départ, on pensait construire cette installation en avril ou en mai 1992 et l'exploiter de mai à octobre, cette année-là. Toutefois, à cause de retards dans la construction, l'excavation et l'élimination du sol contaminé n'ont pas commencé avant juillet/août 1992. Le sol excavé a été transporté à une distance d'environ 2-3 km jusqu'à un terrain d'aviation désaffecté où l'installation de bioassainissement allait être construite; l'amoncellement de sol a été recouvert d'une membrane de plastique destinée à réduire au minimum la volatilisation et l'infiltration de l'eau. En octobre, le sol a été déposé dans les cuves préparées et les opérations étaient terminées à la fin de novembre 1992 (photo 1).

Comme l'installation a été terminée en retard et qu'une telle installation ne peut être exploitée efficacement pendant les mois froids de l'hiver, on a décidé d'attendre le printemps et de la faire fonctionner de mai à novembre 1993. Un échantillonnage initial visant à déterminer les conditions de départ a toutefois été effectué le 27 novembre 1992.

PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Cuves de traitement témoins

L'un des objectifs de ce projet était de déterminer si c'était la température ou les amendements effectués avec des éléments nutritifs qui avaient le plus d'effet sur la vitesse de biodégradation du pétrole. L'effet de l'oxygène sur la vitesse de la dégradation du pétrole n'a pas été étudié puisque la documentation montre très bien que l'oxygène est souvent un facteur qui limite la vitesse de la dégradation biologique (Dupont et coll. 1991; Floodgate, 1973; Moulna et Grubbs, 1990; Zoebel, 1973). Afin d'évaluer l'importance relative de la température et des éléments nutritifs, on a choisi au hasard deux des quatre cuves comme cuves de traitement témoins.

La cuve B a été choisie au hasard comme cuve témoin pour les éléments nutritifs. À part l'épandage initial d'éléments nutritifs effectué pendant la construction de la cuve, aucun autre amendement n'a été ajouté à la cuve au cours des six mois de la période de surveillance. De l'eau de lac a toutefois été ajoutée au même rythme que dans les trois autres cuves de

manière à ce que le taux d'humidité du sol soit maintenu.

La cuve D a été choisie au hasard comme cuve à faible température. Pour des raisons d'économie, on a décidé de recourir à une méthode passive pour créer une différence de température entre la cuve D et les autres cuves. À cette fin, un linge filtrant blanc de 5 mm a été déposé par-dessus la cuve pour réfléchir une partie du rayonnement solaire et pour empêcher ainsi le sol de se réchauffer. Comme la température n'était pas directement régulée, ce plan expérimental visait en fait à tester l'hypothèse selon laquelle une couverture blanche aurait un effet (en agissant sur la température) sur la biodégradation. Tous les facteurs étant égaux, une différence dans la vitesse de la dégradation du pétrole entre les cuves B et D et les autres cuves devait pouvoir être attribuée à l'effet de la couleur de la couverture de la cuve (température) ou à l'apport en éléments nutritifs.

Programme d'échantillonnage

En raison de la nature complexe des processus de biodégradation, on a mis en oeuvre un programme extensif de surveillance comportant le prélèvement et l'analyse d'échantillons de sol, d'eau et d'air. En outre, on a obtenu sur le terrain des mesures de l'état du sol.

Deux échantillons composites de sol ont été prélevés dans chaque cuve chaque semaine pendant les quatre premiers mois du programme de surveillance et toutes les deux semaines pendant les deux derniers mois. Des échantillons d'eau et d'air ont été prélevés toutes les deux semaines. On a analysé ces échantillons pour y doser les constituants pétrochimiques comme les hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) ainsi que le ben-zène, le toluène, l'éthyl-benzène et le xylène (BTEX). De plus, on a mesuré les concentrations d'éléments nutritifs dans tous les échantillons de sol et d'eau.

Des mesures ont été obtenues plus souvent par le personnel du MDN et par des représentants d'Oliver, Mangione, McCalla & Associates Limited. La température du sol, la teneur en humidité du sol, le taux d'injection des éléments nutritifs, le taux de retrait de l'air et la teneur en O_2/CO_2 des vapeurs s'échappant du sol ont été mesurés deux fois par semaine. Un sommaire du programme d'échantillonnage et de surveillance est présenté dans le tableau 2.

RÉSULTATS

Tous les résultats obtenus sur le terrain et en laboratoire au cours des six mois qu'a duré le

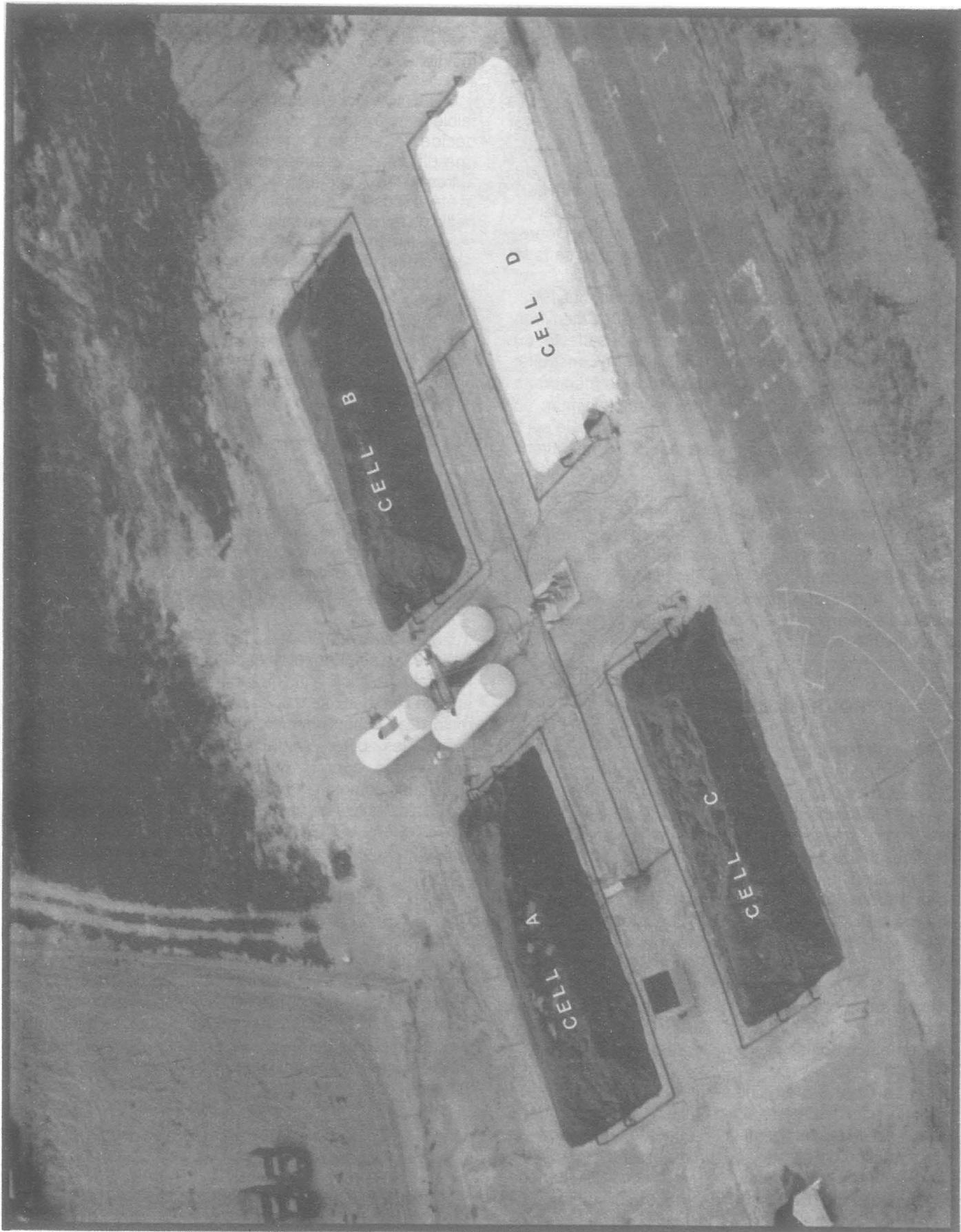


Photo 1. Installation de bioassainissement, BFC de Petawawa.

Tableau 2. Sommaire du programme d'échantillonnage et de surveillance

A. Échantillons pour analyse en laboratoire

Matrice d'échantillon	Point de prélèvement	Fréquence du prélèvement	Analyses effectuées
Sol	<ul style="list-style-type: none"> 6 points choisis au hasard dans chacune des cuves (2 échantillons composites) 	<ul style="list-style-type: none"> hebdomadaire (mai-août) bimensuel (sept.-nov.) 	<ul style="list-style-type: none"> HPT, N, P, K, pH, teneur en humidité, bactéries totales (mai-nov.) BTEX (mai) microbiologie détaillée (chaque mois, mai-nov.)
Eau	<ul style="list-style-type: none"> réservoirs du bioréacteur 	<ul style="list-style-type: none"> hebdomadaire (juin-août) bimensuel (sept.-nov.) 	<ul style="list-style-type: none"> HPT, N, P, K, pH (mai-nov.)
Air	<ul style="list-style-type: none"> à chaque cuve à l'installation centrale de traitement des vapeurs 	<ul style="list-style-type: none"> bimensuel 	<ul style="list-style-type: none"> HPT (mai-nov.) BTEX (mai-juin)

B. Mesures sur le terrain

Matrice d'échantillon	Type de mesure	Lieu de mesure	Fréquence des mesures
Sol	<ul style="list-style-type: none"> température du sol humidité du sol (TDR) 	<ul style="list-style-type: none"> quatre points choisis au hasard par cuve cuves A et C seulement 	<ul style="list-style-type: none"> deux fois par semaine (mai-sept.) bimensuel (juin-nov.)
Eau	<ul style="list-style-type: none"> débit - volume ajouté à chaque cuve 	<ul style="list-style-type: none"> réservoir de chaque cuve système inférieur et supérieur de distribution de la solution nutritive 	<ul style="list-style-type: none"> deux fois par semaine (mai-sept.)
Air	<ul style="list-style-type: none"> débit - volume extrait de chaque cuve vapeur s'échappant du sol - concentrations de O₂/CO₂ 	<ul style="list-style-type: none"> partie avant et arrière de chaque cuve deux échantillonnages répétés par cuve 	<ul style="list-style-type: none"> deux fois par semaine (mai-sept.) bimensuel (juin-nov.)

programme de surveillance ont été compilés sous forme de tableaux et de graphiques. Quelques-unes des tendances les plus importantes sont décrites ci-après.

Température du sol

Quatre mesures de la température du sol ont été fréquemment relevées dans chacune des quatre cuves tout au long du programme de surveillance. Un graphique de la température moyenne du sol dans chaque cuve et de la température quotidienne moyenne de l'air à la BFC de Petawawa est présenté dans la figure 3.

Les mesures de la température du sol montrent que la couverture blanche déposée par-dessus la cuve D pour inhiber le chauffage solaire n'était pas efficace puisque la température du sol dans la cuve D n'était pas très différente de la température dans les trois autres cuves (figure 3).

On a constaté que la température quotidienne moyenne de l'air et la température quotidienne moyenne du sol étaient étroitement corrélées. Cette forte corrélation et l'absence de toute latence donnent à penser que le système servant à extraire les vapeurs du sol, qui favorisait la circulation de l'air ambiant à travers le sol, avait un effet régulateur sur la température du sol.

On n'a pas observé de différence importante entre la température du sol dans la cuve B, à laquelle on n'avait pas ajouté d'amendements nutritifs, et celle des trois autres cuves.

Concentrations de HPT dans le sol

Les concentrations de HPT dans le sol obtenues pour chaque échantillonnage sont indiquées dans la figure 4 pour les quatre cuves. Chaque point du graphique correspond à la moyenne de toutes les mesures relevées dans une cuve et à une séance d'échantillonnage donnée. Le graphique montre bien

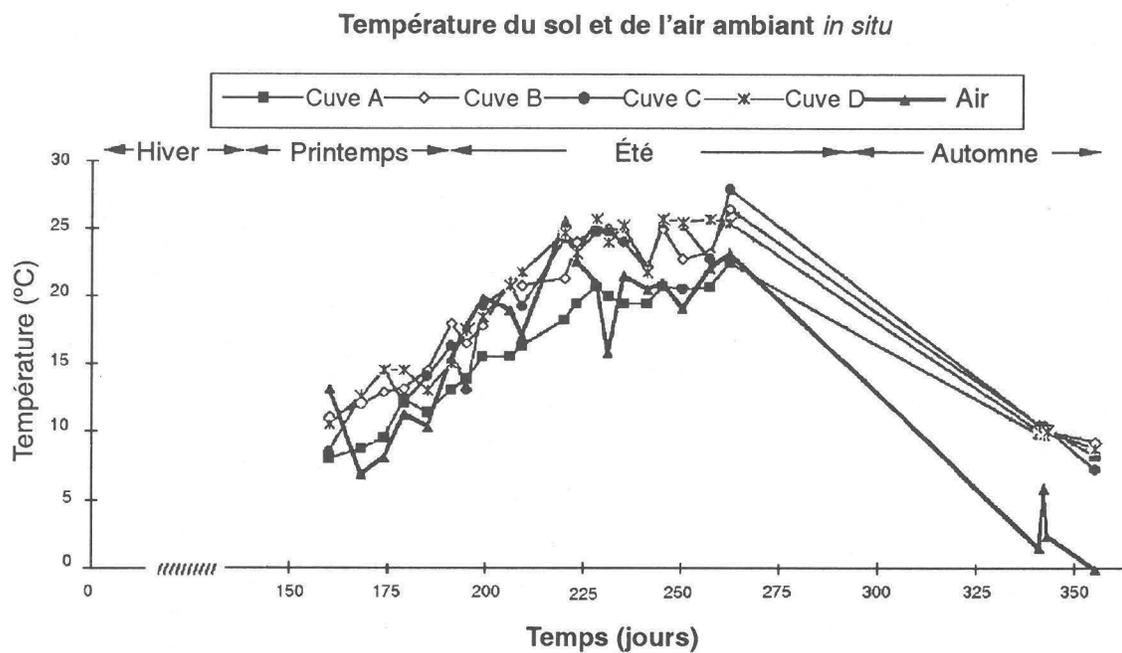


Figure 3. Comparaison des températures du sol *in situ* pour les cuves A, B, C et D et des températures de l'air ambiant.

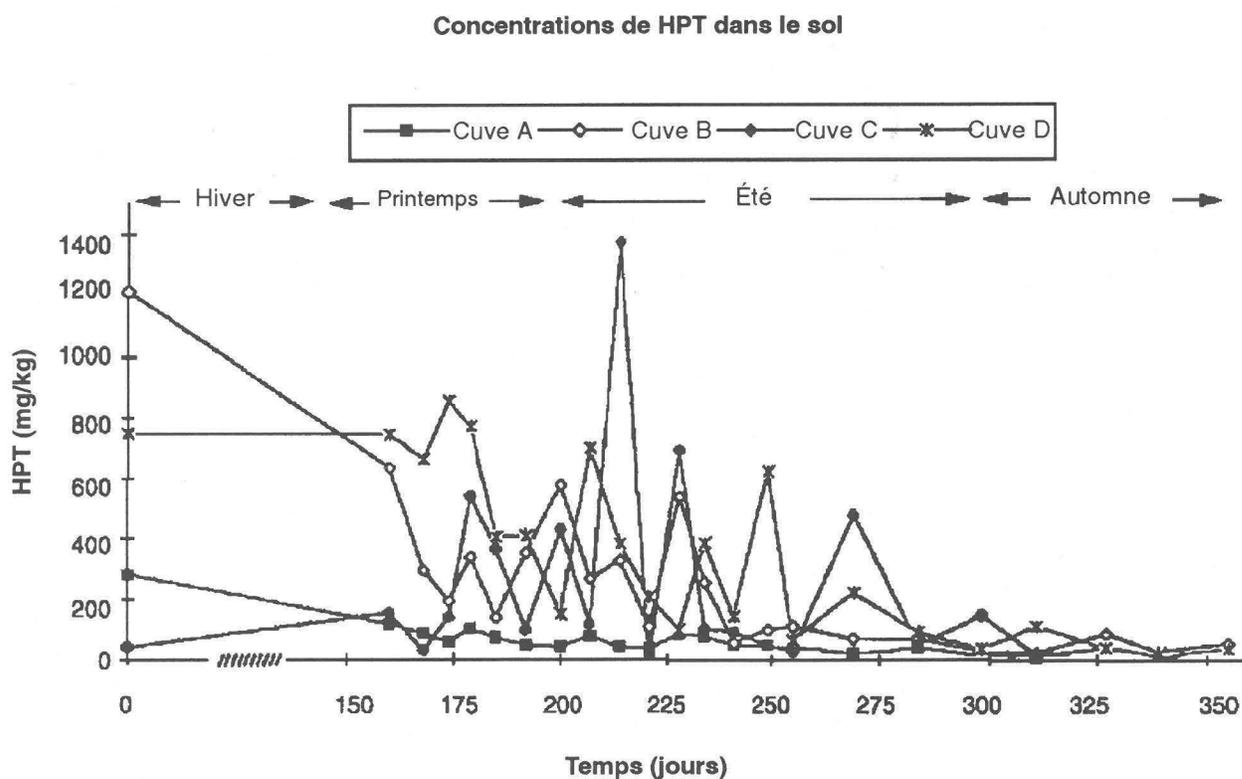


Figure 4. Concentrations moyennes de HPT (hydrocarbures pétroliers totaux) dans le sol dans les cuves A, B, C et D.

qu'une dégradation substantielle s'est produite dans les quatre cuves.

Comme on peut le voir dans la figure 4, la variabilité et les concentrations correspondant aux HPT ont beaucoup diminué avec le temps. On pense que l'homogénéisation de la répartition des contaminants est due à une combinaison des effets du lessivage produit par le système de récupération de l'humidité et à l'activité biologique.

Le degré de dégradation du pétrole observé dans chacune des quatre cuves a été calculé à l'aide des concentrations moyennes (initiale et finale) de HPT dans le sol pour chaque cuve. D'après ces résultats, la quantité d'hydrocarbures pétroliers totaux a diminué de 97 % environ dans les quatre cuves.

On a déterminé que dans les quatre cuves, le sol présentait des concentrations de HPT finales bien inférieures aux critères fédéraux ou provinciaux les plus stricts, soit 40 mg/kg, comme on peut en juger d'après la concentration moyenne de HPT dans le sol obtenue au cours du dernier mois de la surveillance (novembre 1993). Lors de la mesure finale de la concentration (<10 mg/kg), on a jugé que le sol était décontaminé.

On n'a pas noté de différences importantes de la vitesse de dégradation des HPT dans la cuve B (aucun apport d'éléments nutritifs) et les trois autres cuves.

Résultats microbiologiques

On a entrepris un programme détaillé d'analyse microbiologique pour surveiller l'activité biologique à l'intérieur des cuves. Ce programme consistait à dénombrer chaque mois les bactéries positives à l'égard de la sonde et à surveiller la minéralisation due aux bactéries à l'aide de produits pétroliers marqués.

En général, les dénombrements de bactéries positives à l'égard de la sonde (c.-à-d. la partie des bactéries possédant le pouvoir génétique de dégrader les hydrocarbures) augmentaient nettement avec la température dans le cas des températures du sol allant jusqu'à environ 10 °C et ils ne changeaient pas beaucoup lorsque la température variait de 10 °C à 26 °C.

L'effet de la température sur l'activité biologique n'est pas inhabituel. En ce qui concerne la biodisponibilité, au fur et à mesure que la température diminue, les hydrocarbures, particulièrement les composés aliphatiques les plus lourds, deviennent plus

visqueux; ils ne sont alors plus aussi facilement mobilisés et donc, minéralisés, par les bactéries (Greer et Beaumier, 1994; Sims et coll., 1989).

D'après les tendances positives à l'égard de la sonde observées dans chacune des quatre cuves, on n'a pu déceler de différences importantes entre la cuve témoin avec éléments nutritifs (cuve B) et les trois autres cuves (les valeurs correspondant à la cuve B se situaient toujours à l'intérieur de la gamme des valeurs correspondant aux autres cuves).

Biodégradation et volatilisation

Ce projet visait entre autres à déterminer dans quelle mesure la dégradation pouvait être attribuée à des processus biologiques (biodégradation) et dans quelle mesure elle pouvait être attribuée à la volatilisation. Afin de quantifier la part respective des différents processus, on a effectué des calculs de bilan massique des HPT.

La masse totale initiale de HPT dans le sol contaminé a été évaluée à environ 1096 kg, alors que la masse restante à la fin des six mois pendant lesquels le bioréacteur a fonctionné a été estimée à environ 30 kg. La diminution de la quantité de HPT était donc de 1066 kg ou 97,4 %.

Comme le bioréacteur était un milieu clos, la diminution de la masse des HPT dans le sol aurait pu résulter des trois processus suivants :

- a) lessivage des hydrocarbures après des réactions possibles de bio-solubilisation;
- b) volatilisation des composants d'hydrocarbure avec des pressions de vapeur relativement élevées;
- c) biominéralisation des hydrocarbures en gaz carbonique et en eau (biodégradation).

On a calculé la masse de HPT lessivée du sol en analysant les eaux usées recueillies à la base des cuves. De cette façon, on a déterminé que la masse résultante de HPT qui a été lessivée à partir du sol était de 0,008 kg environ.

La masse des HPT perdus par volatilisation a été calculée avec deux méthodes différentes. La première méthode était basée sur le calcul de la masse de HPT décelée dans les vapeurs s'échappant du sol extraites de chacune des quatre cuves. La deuxième méthode consistait simplement à mesurer la masse de HPT adsorbée sur le charbon activé de l'installation centrale de traitement des vapeurs s'échappant du sol. On a calculé que la masse des HPT ainsi perdus par volatilisation était d'environ 5 kg ou 0,5 % de la masse

totale des HPT (qui était de 1096 kg d'après des calculs antérieurs).

On a calculé la réduction de la masse de HPT pouvant être attribuée à des processus de dégradation biologique en soustrayant la somme de la masse de HPT perdue par lessivage et volatilisation de la réduction totale de la masse de HPT. On a calculé que la réduction de la masse attribuable aux processus de biodégradation était d'environ 99 % ou 5,6 kg par jour pendant la période au cours de laquelle ont fonctionné les cuves.

Température et éléments nutritifs

Le projet avait également pour objectif d'évaluer les effets de la température et des éléments nutritifs sur la vitesse de la biodégradation. On n'a pas réussi à créer une différence de température entre la cuve témoin pour la température (cuve D) et les trois autres cuves en raison du taux relativement élevé d'échange de l'air (air des pores renouvelé 3-5 fois par jour). Néanmoins, on a déterminé que les dénombrements de bactéries positives à l'égard de la sonde étaient étroitement corrélés avec la température du sol dans le cas des températures allant jusqu'à environ 10 °C.

Inversement, on n'a noté aucune différence importante dans la vitesse de dégradation des HPT, dans la minéralisation ni dans la population des bactéries dégradant les hydrocarbures positives à l'égard de la sonde entre la cuve additionnée d'éléments nutritifs (cuve B) et les trois autres cuves.

D'après les résultats observés, il semble que la température ait été le plus important des deux facteurs dans le processus de biodégradation. Ces constatations concordent avec des travaux récents effectués dans le cadre de projets de bioassainissement analogues (Miller et Hinchee, 1990; Miller et coll., 1990).

RENTABILITÉ

La rentabilité d'un bioréacteur en surface pour assainir des sols contaminés par du pétrole a été examinée et comparée à celle d'autres techniques de bioassainissement du sol (tableau 1). Bien que le coût de la conception, de la construction et de la surveillance de cette installation de bioassainissement ait été de l'ordre de 70 \$-90 \$ la tonne de sol traité, ce coût pourrait être réduit à 20 \$-40 \$ la tonne si l'installation était continuellement utilisée et si le programme de surveillance/échantillonnage était moins strict.

Le programme extensif de surveillance/échantillonnage qui a été mis en oeuvre au cours de ce projet visait à évaluer la vitesse à laquelle les conditions du sol et les conditions bactériologiques changeaient à l'intérieur des cuves pendant le fonctionnement. D'après les résultats obtenus, on recommande que les programmes ultérieurs de surveillance entrepris dans le cas de projets de bioassainissement analogues comportent un programme beaucoup moins strict, par exemple des visites hebdomadaires sur place au cours du premier mois, des visites toutes les deux semaines pendant le ou les deux mois suivants et des visites mensuelles par la suite. Un tel échantillonnage devrait permettre de surveiller adéquatement le processus de dégradation biologique qui se produit dans les cuves et fournirait suffisamment d'information au sujet des conditions du sol et des ajustements nécessaires. En mettant en oeuvre un tel programme de surveillance/échantillonnage et en tenant compte du fait que le bioréacteur pourra être réutilisé, on pourrait réduire le coût du traitement dans le cas de sols et de contaminants analogues à 20 \$-40 \$ la tonne. À ce coût, le bioassainissement avec bioréacteur en surface devient l'une des méthodes les moins coûteuses pour assainir les sols contaminés par du pétrole.

CONCLUSIONS

Les résultats favorables obtenus au cours de ce projet indiquent clairement que le bioassainissement des sols contaminés par le pétrole peut être entrepris assez rapidement (en l'espace de six mois ou moins). Un examen des techniques classiques d'assainissement des sols donne à penser que le bioassainissement en surface est la ou l'une des techniques les plus rentables pour traiter les sols contaminés par du pétrole. Ce projet a prouvé que le bioassainissement avec un bioréacteur en surface constituait un moyen efficace et rentable de rendre un sol contaminé par du pétrole conforme aux critères fédéraux et provinciaux les plus stricts, en l'espace d'un été canadien typique. De plus, les produits finaux de la dégradation biologique des hydrocarbures pétroliers sont le gaz carbonique et l'eau qui sont tous les deux inoffensifs. On peut donc considérer qu'il s'agit d'une technique sans danger pour l'environnement permettant de faire face à une situation potentiellement dangereuse. Les résultats favorables obtenus au cours de ce projet devraient favoriser une utilisation plus répandue de cette technique. Celle-ci pourrait généralement s'appliquer entre autres dans les bases militaires, dans les importants complexes commerciaux et à tout autre endroit du Canada où les limites de temps et d'espace ne sont pas très importantes.

RÉFÉRENCES

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés. 2 vol. Rapport CCME EPC-NCS62F/NCS66F. Programme national d'assainissement des lieux contaminés. Winnipeg (Manitoba).
- Dupont, R.R., W.J. Doucette et R. Hinchee. 1991. Assessment of in situ bioremediation potential and the application of bioventing at a fuel-contaminated site. *Dans* In Situ Bioreclamation Applications and Investigations for Hydrocarbon and Contaminated Site Remediation, éd. R.E. Hinchee et R.F. Olfenbuttel, pp. 262-282. Stoneham, Massachusetts: Butterworth-Heinemann.
- Floodgate, G.D. 1973. A threnody concerning the biodegradation of oil in natural waters. *Dans* The Microbial Degradation of Oil Pollutants, éd. D.G. Ahearn et S.P. Myers. Center for Wetlands Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana.
- GASReP (National Groundwater and Soil Remediation Program). 1990. Literature review and scoping study for the enhancement of the volatilization of organic contaminants in the unsaturated zone. No. 90-90-04 (1990). Burlington, Ontario. Unpub. rep.
- Greer, C.W. et D. Beaumier. 1994. Monitoring of microbiological performance during biotreatment of petroleum contaminated soils. NRC final report #34448. Biotechnology Research Institute, Montreal. Unpub. rep.
- McNicoll, D.M. et J.A. McKee. 1991. Subsurface investigation phase II, bulk petroleum storage facility, CFB Petawawa. Oliver, Mangione, McCalla & Associates Limited, Nepean, Ontario. Unpub. rep.
- Miller, R.N. et R.E. Hinchee. 1990. Enhanced biodegradation through soil venting. U.S. Air Force AFESC, Final Report Contract F08635-85-L-0122, Tyndall AFB, Florida. Unpub. rep.
- Miller, R.N., C.C. Vogel et R.E. Hinchee. 1990. A field-scale investigation of petroleum hydrocarbon biodegradation in the vadose zone enhanced by soil venting at Tyndall AFB, Florida. *Dans* In Situ Bioreclamation, éd. R.E. Hinchee et R.F. Olfenbuttel, pp. 283-302. Stoneham, Massachusetts: Butterworth-Heinemann.
- Moulna, B.A. et R.B. Grubbs. 1990. Bioremediation of petroleum contaminated soils using a microbial consortia as inoculum. Solmar Corporation, Orange, California. Unpub. rep.
- OMEE (Ontario Ministry of the Environment and Energy). 1992. Remediation technologies for contaminated soils. ISBN 0-7778-0323-2. Toronto.
- Sims, J.L., R.C. Sims et J.E. Matthews. 1989. Bioremediation of contaminated surface soils. EPA-600/9-89/073. Office of Research and Development, Washington, D.C.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. Underground storage tank corrective action technologies. EPA/625/6-87/015. Office of Research and Development, Washington, D.C.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1991. Soil vapour extraction technology. EPA/540/2-91/003. Office of Research and Development, Washington, D.C.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. A technology assessment of soil vapour extraction and air sparging. EPA/600/R-92/173. Office of Research and Development, Washington, D.C.
- Zoebel, C.E. 1973. Microbial degradation of oil: Present status, problems, and perspectives. *Dans* The Microbial Degradation of Oil Pollutants, éd. D.G. Ahearn et S.P. Myers, pp. 3-16. Center for Wetlands Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana.