

**Revue de littérature sur les technologies de
réhabilitation des sols et des eaux souterraines et
réévaluation du potentiel de réhabilitation du site
contaminé des anciennes lagunes de Mercier**

Richard Martel, Thomas Robert,
Émilie Batailler, Marco Boutin, Clarisse Deschênes-Rancourt
et Luc Trépanier

Rapport R1783
Rapport final présenté par l'INRS-ETE

au

ministère de l'Environnement
et de la Lutte contre les changements climatiques

17 octobre 2018

(Page laissée blanche intentionnellement)

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Michel Ouellet et Caroline Robert de la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines, Luc Bonneau de la Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés ainsi que Johanne Dumont du Centre de contrôle environnemental de l'Estrie et de la Montérégie pour leurs commentaires lors de la production de ce rapport.

(Page laissée blanche intentionnellement)

RÉSUMÉ

Le site des anciennes lagunes de Mercier (ci-après « le site ») est affecté par un mélange de nombreux contaminants constitué de liquides immiscibles légers (LIL) et denses (LID) à la suite de l'utilisation d'une ancienne sablière se trouvant dans un esker comme lieu d'entreposage d'huiles usées. Au site, des LID sont piégés dans les sables et graviers de l'esker (aquifère granulaire local) jusqu'à une profondeur de 30 m et au moins jusqu'à 15 m plus bas dans le roc fracturé sous-jacent à l'esker (aquifère rocheux régional). Depuis 1984, un système de pompage et une usine de traitement des eaux souterraines (UTES) sont en fonction au site pour contenir de façon hydraulique l'eau souterraine contaminée s'écoulant dans les dépôts meubles et le roc.

Le mandat confié à l'INRS-ETE consistait à mettre à jour le rapport de Lefebvre (2007) quant au potentiel de réhabilitation *in situ* des zones sources de LID. À cet effet, une revue de littérature sur la recherche et le développement depuis 2007 de technologies de caractérisation, de réhabilitation *in situ* et de confinement de zones sources de LID dans les aquifères granulaires et de roc fracturé a été réalisée. Des études portant sur la relation entre l'enlèvement partiel de masse de LID et la réduction correspondante des concentrations en composés dissous dans l'eau souterraine ont aussi été examinées afin de mettre en perspective les bénéfices potentiels d'une réhabilitation partielle du site. De plus, dans l'optique d'une éventuelle mise à niveau de l'UTES, la recherche et le développement de technologies de traitement de l'eau pompée ont également été visés. Enfin, un rapport d'expertise portant sur les effets de l'excavation partielle des sols contaminés au site des anciennes lagunes de Mercier a également été consulté dans le cadre de cette recherche. La recherche bibliographique effectuée ne se veut pas une revue exhaustive de la littérature scientifique, mais vise principalement le recensement des technologies émergentes pour chacun des thèmes abordés ainsi que l'évaluation de leur applicabilité au site en fonction des principales difficultés, contraintes et incertitudes d'ordre géologique, hydrogéologique et associées à la distribution, la diversité et la complexité des contaminants du site. Ainsi, les autres méthodes de gestion de sites contaminés telles que l'analyse de risque ou le suivi de l'atténuation naturelle n'ont pas été abordées. Par ailleurs, le traitement *in situ* des zones sources de LIL et le traitement des panaches d'eau contaminée ne sont pas spécifiquement traités dans le présent rapport.

En général, l'objectif de réhabilitation d'un site contaminé consiste à enlever ou dégrader une masse suffisante de contaminants pour réduire les concentrations dans l'eau souterraine et les sols sous des valeurs maximales admissibles. La réduction du flux massique de contaminants dépend, entre autres, des conditions hydrogéologiques, de la composition et de la distribution des zones sources ainsi que des technologies de traitement déployées. Outre les technologies traditionnelles de pompage d'accumulation de phase libre de LID, six familles de technologies de traitement *in situ* font et continuent de faire, depuis 2007, l'objet de recherche et de développement : la bioremédiation, le traitement thermique (principalement le chauffage par résistivité électrique [ERH] et le chauffage par conductivité thermique [TCH]), l'oxydation chimique (ISCO), la réduction chimique (ISCR), le lavage des sols et la solidification/stabilisation (S/S). Certaines de ces technologies (bioremédiation, ISCO, ISCR) sont principalement orientées vers le traitement de l'eau contaminée dans un panache par la dégradation des contaminants organiques dissous dans l'eau souterraine en sous-produits non toxiques pour l'environnement. Le lavage des sols, l'ERH, le TCH, la S/S et certains traitements ISCO sont mieux adaptées au traitement des LID en phase libre ou résiduelle. Malgré les récents efforts de recherche, l'application de technologies de réhabilitation aux sites contaminés complexes tels que celui de Mercier fait face à d'importants défis, dont l'injection de fluides dans la sous-surface qui ne serait potentiellement pas applicable dans les zones de plus faible perméabilité (till, matrice du roc) ou l'incapacité

de traiter certains des contaminants présents dans le mélange des zones sources et des panaches. Par ailleurs, certaines technologies de réhabilitation présentent le risque d'entraîner la migration plus en profondeur des LID dans le roc fracturé, ce qui rendrait la situation encore plus problématique. Les procédés thermiques de TCH et d'ERH semblent les plus favorables au traitement des zones sources de LID hétérogènes et de faible perméabilité ainsi que dans le socle rocheux fracturé. La mise en place de cette technologie fait cependant face à plusieurs défis, dont l'épaisseur de la colonne d'eau, l'atténuation des risques d'étalement latéral et vertical de la contamination à l'extérieur de la zone de traitement dû à la diminution de la viscosité des LID, la distribution uniforme de la chaleur dans le massif rocheux malgré l'hétérogénéité du réseau de fractures, la présence de zones fracturées plus transmissives qui ont le potentiel de refroidir le secteur chauffé en raison d'une plus grande circulation d'eau souterraine et la récupération efficace des composés organiques volatilisés.

Au vu des plus récents avancements techniques répertoriés et en raison de la complexité du site, nous maintenons la conclusion formulée par Lefebvre (2007) selon laquelle des travaux de réhabilitation des zones sources de LID auraient une efficacité mitigée et ne résulteraient qu'à l'enlèvement partiel des contaminants en place. De même, la revue de littérature a permis de valider que les conclusions de Geofirma (2012) quant aux risques potentiels et à l'efficacité mitigée qui résulteraient de l'excavation partielle des sols contaminés des lagunes demeurent applicables au vu des connaissances actuelles sur le site. Les publications récentes sur les bénéfices de l'enlèvement partiel de LID dans les zones sources appuient ces conclusions. La fraction de LID laissée en place à la suite de tels travaux serait suffisante pour générer un panache d'eau contaminée à un niveau excédant les concentrations maximales admissibles. De plus, le phénomène à long terme de rétrodiffusion entre les zones de plus faible perméabilité non traitées vers les zones plus perméables traitées sera important au site en raison de son contexte stratigraphique et de l'âge de la contamination. Ainsi, de tels travaux ne permettraient pas de cesser l'utilisation du système de confinement, qui devrait alors être maintenue à long terme. Ainsi, il est recommandé à moyen terme de mettre en place un nouveau système de confinement hydraulique par pompage mieux adapté et de mettre à niveau l'UTES afin de réduire les coûts de gestion du site tout en maintenant un piège hydraulique efficace. La revue de littérature indique que les procédés d'oxydation avancée (POA) ont un potentiel intéressant pour traiter une grande variété de contaminants organiques et inorganiques.

S'il apparaît évident qu'aucune technologie ne puisse à elle seule, à l'heure actuelle, permettre la réhabilitation complète du site, une approche de recherche intégrée pour la remédiation des zones sources de LID basée sur une application par parcelle des technologies de réhabilitation pourrait toutefois être envisagée dans des essais pilotes. Les technologies de réhabilitation envisagées pourraient être appliquées seules, simultanément ou dans un train de technologies de remédiation *in situ*. Auparavant, des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain portant spécifiquement sur les technologies envisagées sont nécessaires pour vérifier que celles-ci sont applicables au site. Cette approche nécessiterait d'effectuer une caractérisation ciblée pour recenser les parcelles ayant des caractéristiques favorables au regard des méthodes de traitement envisagées et qui pourraient être physiquement confinées pour la réalisation d'essais pilotes. Par ailleurs, une modélisation avancée devrait être effectuée pour déterminer non seulement les bénéfices d'un traitement partiel de la zone source sur le flux de masse de contaminants, mais également les bénéfices environnementaux et économiques qui pourraient découler de la décontamination partielle du site.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	ii
Résumé	iv
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	viii
Liste des acronymes	ix
1. Introduction	1
1.1 Présentation du Site	1
1.2 Potentiel de réhabilitation <i>in situ</i> du site évalué par Lefebvre (2007).....	1
1.3 Mandat	2
2. Méthodologie	4
2.1 Détermination des thèmes de la revue de littérature.....	4
2.2 Rappel des incertitudes et contraintes associées à la problématique de Mercier	6
2.3 Méthodologie de la recherche bibliographique	7
2.3.1 Bases de données.....	7
2.3.2 Thèmes et mots-clés	7
2.3.3 Gestion des résultats de la recherche bibliographique	8
3. Résultats	9
3.1 Caractérisation des zones sources de LID	9
3.1.1 Objectifs de la caractérisation du site.....	9
3.1.2 Revue des technologies de caractérisation environnementale	9
3.2 Évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle d'une zone source	14
3.3 Traitement <i>in situ</i> des zones sources de LID.....	17
3.3.1 Bioremédiation <i>in situ</i>	18
3.3.2 Traitement thermique <i>in situ</i> (principalement ERH et TCH).....	22
3.3.3 Oxydation chimique <i>in situ</i> (ISCO)	28
3.3.4 Réduction chimique <i>in situ</i> (ISCR)	32
3.3.5 Lavage <i>in situ</i> des sols.....	35
3.3.6 Solidification/stabilisation (S/S)	38
3.4 Confinement physique ou hydraulique des zones sources de LID.....	43

3.4.1	Confinement physique.....	43
3.4.2	Confinement hydraulique.....	46
3.5	Traitement <i>ex situ</i> de l'eau contaminée	49
3.5.1	Problématique actuelle	49
3.5.2	Procédés pour le traitement de l'eau pompée.....	49
4.	Conclusions	51
4.1	Conclusions de la revue de littérature.....	51
4.1.1	Caractérisation des zones sources de LID.....	51
4.1.1	Évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle d'une zone source.....	52
4.1.2	Traitement des zones sources de LID	53
4.1.3	Confinement.....	55
4.1.4	Traitement <i>ex situ</i> de l'eau contaminée.....	56
5.	Informations utiles.....	57
6.	Références bibliographiques	63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Thèmes et mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique.....	8
Tableau 2. Avantages et inconvénients de la bioremédiation in situ	20
Tableau 3. Avantages et inconvénients du chauffage par résistivité électrique et conduction thermique (ERH et TCH).....	26
Tableau 4. Avantages et inconvénients de l'oxydation chimique in situ	30
Tableau 5. Avantages et inconvénients de la réduction chimique in situ	34
Tableau 6. Avantages et inconvénients du lavage in situ des sols	36
Tableau 7. Avantages et inconvénients de la solidification et la stabilisation in situ des sols.....	41
Tableau 8. Avantages et désavantages des technologies de confinement vertical.....	45

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Coupe schématique du site des anciennes lagunes de Mercier.....	3
Figure 2. Évaluation des bénéfices de la réhabilitation partielle d'une zone source – schéma conceptuel	14
Figure 3. Modèle conceptuel de la bioremédiation in situ	18
Figure 4. Modèle conceptuel de la désorption thermique in situ par conduction thermique (TCH) et résistivité électrique (ERH) dans l'aquifère granulaire	23
Figure 5. Modèle conceptuel de la désorption thermique in situ par conduction thermique (TCH) dans le roc fracturé	24
Figure 6. Modèle conceptuel de l'oxydation chimique in situ.....	28
Figure 7. Modèle conceptuel de la réduction chimique in situ	32
Figure 8. Modèle conceptuel du lavage in situ des sols.....	35
Figure 9. Modèle conceptuel de la solidification/stabilisation in situ des sols – Injection forcée.....	39
Figure 10. Modèle conceptuel de la solidification/stabilisation in situ des sols – Mélange mécanique.....	39
Figure 11. Modèle conceptuel de confinement physique d'une zone source de contaminants	44
Figure 12 : Modèle conceptuel du confinement hydraulique au site des anciennes lagunes de Mercier.....	47
Figure 13. Approche de recherche intégrée pour la remédiation des zones sources de LID au site.....	55

LISTE DES ACRONYMES

BPC	Biphényles polychlorés
BTEX	Benzène, Toluène, Éthylène, Xylène
CHCl ₃	Chloroforme
CO ₂	Dioxyde de carbone
COSVC	Composé organique semi-volatil chloré
COSV	Composé organique semi-volatil
COV	Composé organique volatil
COVC	Composé organique volatil chloré
DCE	Dichloroéthène
DNAPL	Liquides non aqueux denses (<i>dense non-aqueous phase liquids</i>)
EO	Électro-oxydation
ERH	Chauffage par résistivité électrique (<i>electrical resistivity heating</i>)
Fe ⁰	Fer zéro valent
FLUTE	Technologie de caractérisation consistant en une gaine avec des ouvertures vis-à-vis des zones fracturées
GPR	Radar à pénétration de sol (<i>ground penetrating radar</i>)
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
H ₂ S ₂ O ₈	Acide peroxydisulfurique
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HDPE	Polyéthylène à haute densité (<i>high-density polyethylene</i>)
INRS-ETE	Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement
IrO ₂	Oxyde d'iridium
ISCO	Oxydation chimique <i>in situ</i> (<i>in situ chemical oxidation</i>)
ISCR	Réduction chimique <i>in situ</i> (<i>in situ chemical reduction</i>)
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
LID	Liquide immiscible dense
LIF	Fluorescence induite par laser (<i>lazer induced fluorescence</i>)
LIL	Liquide immiscible léger
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MIP	Membrane à interface (<i>multi interface probe</i>)

O ₃	Ozone
HO	Radical hydroxyle
PCP	Pentachlorophénol
PITT	Essais de partition de traceur inter-puits (<i>partitioning interwell tracer test</i>)
POA	Procédé d'oxydation avancée
Pt	Platine
S/S	Solidification/Stabilisation
STEAM	Injection de vapeur
Ta ₂ O ₅	Oxyde de tantale
TCA	Trichloroéthane
TCE	Trichloroéthène (ou trichloroéthylène)
TCH	Chauffage par conduction thermique (<i>thermal conductivity heating</i>)
Ti	Titane
USACE	United States Army Corps of Engineers
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey
UTES	Unité de traitement des eaux souterraines
UV	Ultraviolet
VLF	Très basse fréquence (<i>very low frequency</i>)

(Page laissée blanche intentionnellement)

1. INTRODUCTION

1.1 Présentation du Site

Le site des anciennes lagunes de Mercier (aussi appelé « le site »), situé à 20 km au sud de Montréal, est affecté par un mélange de contaminants constitué par des liquides immiscibles légers (LIL) et denses (LID). Ces contaminants sont présents dans les sols et l'eau souterraine du site à la suite à l'utilisation de l'ancienne sablière se trouvant dans l'esker comme lieu d'entreposage d'huiles usées. Au site, des LID sont piégés dans les sables et graviers de l'esker (aquifère granulaire local) jusqu'à une profondeur de 30 m et au moins jusqu'à 15 m plus bas dans le roc fracturé sous-jacent à l'esker (aquifère rocheux régional). Depuis 1984, un système de pompage et une usine de traitement des eaux souterraines (UTES) sont en fonction au site. Le rôle de ce système de pompage est de contenir de façon hydraulique l'eau souterraine contaminée (panache) qui s'est écoulée au travers des zones sources de LIL et de LID qui se situent en amont hydraulique des puits de pompage, à l'intérieur de l'esker et d'un till au droit du site, et plus en aval dans le roc fracturé. La figure 1 présente en coupe un modèle conceptuel du contexte hydrogéologique ainsi que de l'état de la contamination au site.

1.2 Potentiel de réhabilitation *in situ* du site évalué par Lefebvre (2007)

En 2007, le contexte hydrogéologique et le potentiel de réhabilitation du site par des technologies *in situ* ont fait l'objet d'une synthèse dans le rapport R-914 de Lefebvre (2007). En ce qui concerne le potentiel de réhabilitation du site, le rapport de Lefebvre conclut que des travaux de réhabilitation des zones sources de LID auraient une efficacité mitigée et ne résulteraient qu'à l'enlèvement partiel des contaminants en place. Ainsi, de tels travaux ne permettraient pas de cesser l'utilisation du système de confinement, qui devrait alors être maintenue à long terme. Ces conclusions sont partagées par d'autres travaux réalisés dans des contextes similaires, notamment dans les limites des zones sources de LID situées à l'intérieur d'unités de roc fracturé, pour lesquels les critères applicables n'ont jamais été atteints dans le panache à la suite des efforts de réhabilitation (Geosyntec, 2004, Lerner *et al.*, 2003, Pankow *et al.*, 1996, Stroo *et al.*, 2003).

Une mise à jour des conclusions du rapport de Lefebvre (2007) est présentée à la section 4 du présent rapport. Cette mise à jour englobe l'évaluation des objectifs et des technologies de caractérisation du site et de traitement *in situ* des zones sources de LID ainsi que l'évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle des zones sources de LID, qui sont respectivement abordées aux sections 3.1, 3.2 et 3.3 du rapport.

En complément au rapport de Lefebvre (2007), une revue critique de l'étude de préfaisabilité des lagunes de Mercier élaborée par le Groupe ABS a également été mise à la disposition des auteurs dans le cadre de la présente revue de littérature (Geofirma, 2012). Cette étude de préfaisabilité envisageait l'assèchement et l'excavation partielle des sols contaminés des lagunes, le pompage d'une partie des LIL et des LID, la solidification et la stabilisation *in situ* des sols contaminés ne contenant pas de composés organiques volatils (COV) ainsi que le traitement en biopile ou la disposition hors site des sols contaminés excavés. Geofirma (2012) concluait que le projet présenté ne constituait pas une solution adéquate aux problèmes de contamination des lagunes de Mercier puisque, entre autres, les efforts de caractérisation des zones sources de LID et de fenêtres dans le till étaient sous-estimés, l'assèchement des lagunes et leur excavation

constituaient un risque accru de mobilisation des LID en profondeur dans le roc fracturé via les fenêtres dans le till, le pompage des LID dans l'esker suivi de l'excavation des sols meubles contaminés ne résulterait qu'à l'enlèvement partiel des contaminants en place et l'efficacité à long terme des méthodes de stabilisation/solidification des sols contaminés par des solvants chlorés n'était pas prouvée. Ces points sont traités dans différentes sections du présent rapport.

1.3 Mandat

Le mandat confié à l'INRS-ETE par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) consiste à mettre à jour le rapport de Lefebvre (2007) à la lumière des plus récents développements dans la recherche et le développement de technologies de traitement *in situ* (2007 à 2018). Les travaux réalisés par l'INRS-ETE ont donc consisté en la réalisation d'une revue de littérature sur les technologies de réhabilitation des sols et des eaux souterraines depuis 2007, et une réévaluation du potentiel de réhabilitation du site contaminé de Mercier en fonction des résultats obtenus.

Le présent rapport présente la méthodologie et les résultats de la revue de littérature, de même qu'une synthèse des principaux éléments qui permettent une actualisation des conclusions du rapport de Lefebvre (2007).

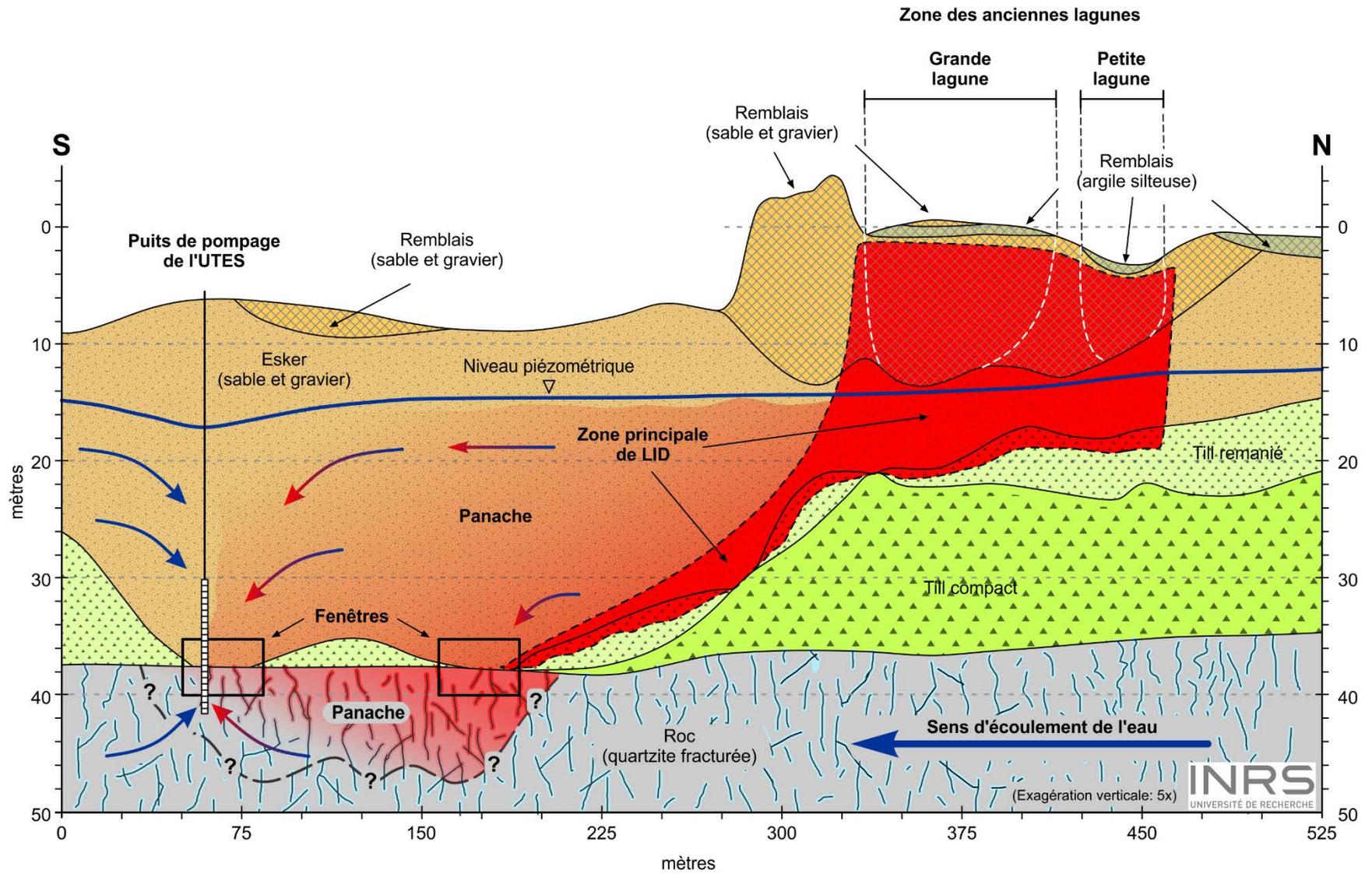


Figure 1. Coupe schématique du site des anciennes lagunes de Mercier (adaptée de BAPE (1994))

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Détermination des thèmes de la revue de littérature

En fonction du mandat précisé à la section 1 et de la problématique propre au site, la revue de littérature a porté sur la recherche et le développement, depuis 2007, de technologies de caractérisation, de réhabilitation et de confinement de zones sources de LID dans les aquifères granulaires et de roc fracturé. De plus, la recherche et le développement de technologies de traitement de l'eau pompée ont également été visés, et ce, dans l'optique d'une éventuelle mise à niveau de l'UTES. Aussi, les études portant sur l'optimisation des systèmes de pompage et traitement de même que sur la relation entre l'enlèvement de masse de LID dans une zone source (enlèvement partiel) et la réduction correspondante des concentrations en composés dissous dans l'eau souterraine qui s'écoule au travers de la zone source ont été examinées, et ce, afin de mettre en perspective le gain potentiel qu'apporterait une optimisation ou une réhabilitation partielle du site sur l'exploitation d'un système de confinement hydraulique (UTES). Toutefois, l'essentiel des recherches du rapport a été concentré sur l'évaluation des techniques de réhabilitation *in situ* des sols et des eaux souterraines contaminés, de sorte que les autres méthodes de gestion de sites contaminés telles que l'analyse de risque ou le suivi de l'atténuation naturelle ne sont pas abordées dans le présent rapport.

L'excavation et le traitement *ex situ* des zones sources sont une approche qui a fait l'objet d'une analyse en 2012 (Geofirma, 2012). Cette analyse arrivait aux conclusions que des risques majeurs, dont la migration en profondeur des contaminants, sont associés à l'excavation des matériaux contaminés contenus dans les anciennes lagunes et dans le sable sous-jacent également contaminé. Les risques accrus de mobilisation des LID en profondeur dans le roc fracturé ne relèvent pas de l'avancement des technologies disponibles, mais du contexte stratigraphique et des propriétés des LID rencontrés au site. En effet, la modification des conditions hydrauliques affecte la pression capillaire et la saturation résiduelle des LID, de sorte que l'instauration de conditions de faible saturation en eau risquerait d'entraîner l'étalement par capillarité des LID puisque ceux-ci tendent à agir comme le fluide mouillant par rapport à l'air. L'assèchement des lagunes suivi de leur excavation risquerait donc, en rabattant le niveau de la nappe phréatique sous la base de l'excavation, de favoriser la migration plus en profondeur des LID, notamment vers l'aquifère de roc fracturé puisque des fenêtres sont présentes dans le till. Suivant une caractérisation détaillée du site incluant la localisation des fenêtres dans le till imperméable, des mesures d'atténuation des risques de migration en profondeur des LID doivent être évaluées pour vérifier la possibilité d'une excavation des sols contaminés des lagunes. De plus, ces travaux impliquent l'exposition et le transport d'une grande quantité de matériaux lourdement contaminés, qui présentent des risques pour les travailleurs et le milieu avoisinant. Enfin, l'excavation des zones sources ne serait applicable que dans les sols contaminés des lagunes où l'épaisseur de till est suffisante pour permettre un confinement efficace durant la période des travaux. Ainsi, une grande quantité de contaminants demeurerait dans le roc fracturé et l'aquifère granulaire en aval requérant le maintien du système de gestion en place par confinement, contrôle et suivi. Pour ces raisons, la recherche et le développement dans le domaine de la réhabilitation *ex situ* des zones sources de LID n'ont pas été abordés. Toutefois, si l'excavation est envisagée comme approche complémentaire au traitement *in situ* des contaminants, notamment pour atteindre des objectifs de réduction des coûts de gestion du site, les bénéfices environnementaux et économiques qui découleraient de l'enlèvement partiel des sols contaminés devraient être évalués.

En ce qui concerne le traitement des zones sources de LIL à l'intérieur de matériaux granulaires, nous considérons que les technologies éprouvées qui existent au stade commercial depuis quelques décennies, telles que l'extraction multiphase sous vide, sont applicables et qu'il existe des moyens connus pour pallier les hétérogénéités des dépôts, notamment en resserrant le patron de puits d'extraction. Cependant, l'extraction des LIL des matériaux granulaires de l'esker ne résulterait qu'à la réhabilitation partielle du site et ne réglerait pas la principale problématique des LID présents autant dans les matériaux granulaires qu'à la surface du till et à l'intérieur du roc fracturé. Par conséquent, le piège hydraulique actuellement en exploitation devrait demeurer en fonction à la suite de ces travaux. Pour ces raisons, la revue de littérature n'a pas ciblé spécifiquement les technologies de réhabilitation des LIL présents dans la partie supérieure de l'esker.

Enfin, les technologies de caractérisation et de réhabilitation des panaches d'eau contaminée qui s'écoulent en aval hydraulique des zones sources n'ont pas non plus été visées directement par la revue de littérature. En effet, dans le cas de Mercier, l'UTES permet de capter le panache de composés dissous afin d'éviter qu'il ne se propage plus en aval hydraulique. Aussi, en raison de l'architecture complexe des zones sources à l'intérieur de l'esker et du roc fracturé, et de la distribution des contaminants en phase dissoute dans les eaux souterraines de ces deux unités, nous jugeons que l'application d'un piège hydraulique demeure à ce jour l'option technique la plus adaptée pour la gestion du panache d'eau souterraine contaminée.

2.2 Rappel des incertitudes et contraintes associées à la problématique de Mercier

Les résultats de la revue de littérature ont été analysés sur le plan de leur applicabilité pour la problématique du site en fonction des principales difficultés, contraintes et incertitudes d'ordre géologique et hydrogéologique ou encore associées à la présence des contaminants, qui sont les suivantes (Geofirma, 2012, Lefebvre, 2007) :

- Les dimensions du site (superficie et profondeur des zones sources);
- La présence d'un talus (et donc possiblement d'une faille) dans la topographie de la surface du till peu perméable sous les anciennes lagunes et directement en aval hydraulique de celles-ci;
- La topographie de la surface du roc en aval hydraulique des anciennes lagunes;
- La fracturation et les propriétés hydrauliques du roc;
- L'épaisseur variable du till et la présence de fenêtres dans ce dernier qui permet un contact direct entre l'aquifère granulaire et celui du roc;
- La morphologie variable de la section d'écoulement dans l'aquifère granulaire;
- Les patrons d'écoulement propres aux deux aquifères;
- La spécificité des zones sources présentes dans les aquifères granulaires et de roc fracturé :
 - Les types de contaminants présents et la variabilité spatiale de la composition des LID;
 - L'étendue des LID, notamment la présence de LID sous forme d'accumulations locales à la base de l'esker et au contact avec le till, et jusqu'à une profondeur d'au moins 15 m dans le roc, et les volumes présents dans chacune des unités;
 - La distribution des composés dissous de LID dans l'eau souterraine des différentes unités;
 - Les conditions biogéochimiques existantes dans les sols et l'eau souterraine (accepteurs et donneurs d'électrons, conditions d'oxydoréduction, pH, nutriments, population microbienne, etc.);
- La nature des LID qui sont piégés dans le milieu poreux et qui sont susceptibles de migrer davantage en profondeur dans le milieu si les conditions actuelles devaient changer;
- Les effets de rebonds des concentrations dans l'eau souterraine causés par la rétrodiffusion de la contamination des zones peu perméables (till, fraction argileuse, matrice du roc) vers les zones plus perméables (couches granulaires, fractures dans le roc).

2.3 Méthodologie de la recherche bibliographique

2.3.1 Bases de données

Deux sources bibliographiques distinctes ont été consultées dans le cadre de cette recherche bibliographique, à savoir des documents techniques produits par des organismes fédéraux américains et des bases de données d'articles scientifiques.

Les documents techniques produits par les organismes fédéraux américains regroupent une quantité importante d'informations techniques à jour dans le domaine de la caractérisation et de la réhabilitation des zones sources contaminées par des LID. Certains des documents cités par Lefebvre (2007) ont d'ailleurs été mis à jour sur ces sites depuis 2007. Ces documents sont souvent issus de revues de littérature ou de compilation d'études de cas, et certains présentent également des outils d'évaluation et d'analyse des technologies en fonction des propriétés d'un site en particulier. Ces documents ont été les premiers consultés dans le cadre de la présente revue de littérature. Une série de liens vers les sites Internet de ces organismes est colligée à la fin du rapport. Des documents techniques produits par les organismes fédéraux américains suivants ont donc été consultés dans le cadre de notre recherche bibliographique :

- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC)
- United States Army Corps of Engineers (USACE)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA)
- United States Geological Survey (USGS)

Les bases de données scientifiques consultées sont les suivantes :

- Scopus
- Web of Science
- Google Scholar
- World Cat

Les bases de données scientifiques Scopus et Web of Science regroupent des articles scientifiques revus par des pairs. La base Scopus ne contient que des articles publiés par l'éditeur Elsevier, qui regroupe les principaux titres de journaux spécialisés dans le domaine de la présente étude. La base Web of Science ne contient que des articles publiés dans des revues pour lesquels un facteur d'impact est attribué. La base World Cat et l'outil de recherche Google Scholar ont été utilisés lorsque requis pour compléter les résultats de la recherche.

2.3.2 Thèmes et mots-clés

Le tableau 1 présente les thèmes et les mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique à l'intérieur des bases de données d'articles scientifiques Scopus et Web of science. Seuls les articles publiés à partir de 2007 (inclusivement) ont été retenus à l'issue des recherches par mots-clés.

Tableau 1. Thèmes et mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique

Thème	Mots-clés et opérateurs booléens
Caractérisation des zones sources de LID	Dnapl AND Characterisation AND Site
Évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle d'une zone source	Dnapl AND Mass reduction AND Mass flux
Traitement <i>in situ</i> des zones sources de LID	Dnapl AND <i>In situ</i> AND Site AND (Remediation OR Removal OR Treatment)
Confinement physique ou hydraulique des zones sources de LID	Dnapl AND (Containment OR Barrier OR Pump and treat)
Traitement <i>ex situ</i> de l'eau contaminée	<i>Ex situ</i> AND Water treatment AND (Dnapl OR Voc OR Chlorinated solvant)

2.3.3 Gestion des résultats de la recherche bibliographique

Les documents techniques produits par les organismes fédéraux américains qui ont été consultés dans le cadre de la recherche bibliographique sont tous publics et disponibles sur leurs sites Internet respectifs. Les documents pertinents ont été sélectionnés en fonction de leur date de publication (2007 et plus récent) et des thématiques abordées.

La recherche en fonction des mots-clés et des opérateurs booléens a permis d'établir une première liste d'articles pour chacun des thèmes de la recherche. Une sélection a ensuite été réalisée sur la base du titre et du résumé des articles, en fonction de la pertinence par rapport aux thèmes établis. Des articles complémentaires ont ensuite été recherchés lorsque requis.

Il est important de mentionner que la recherche bibliographique dans les bases de données scientifiques ne se veut pas une revue exhaustive de la littérature scientifique. L'objectif privilégié était le recensement des technologies émergentes pour chacun des thèmes proposés et l'évaluation de leur applicabilité au site des anciennes lagunes de Mercier, en complément des tendances déjà relevées dans les documents techniques des organismes fédéraux américains. Cet objectif a été considéré lors du tri des articles qui ont été retenus pour une lecture plus approfondie.

3. RÉSULTATS

Les résultats de la revue de littérature sont présentés en fonction de chacun des thèmes figurant au tableau 1, à la section 2.

3.1 Caractérisation des zones sources de LID

Depuis la publication du dernier rapport de l'INRS en 2007, une recherche importante a été réalisée sur la caractérisation des aquifères contaminés par des LID. Cette recherche a porté sur différentes approches et technologies dont certaines apparaissent directement applicables au cas de Mercier.

Les dernières études de caractérisation environnementale du site datent de plusieurs années et ne fournissent pas une information suffisamment détaillée pour permettre l'évaluation de l'application des technologies discutées dans le présent rapport. Les principales incertitudes associées aux connaissances actuelles du contexte hydrostratigraphique et environnemental du site sont celles présentées à la section 2.2.

3.1.1 Objectifs de la caractérisation du site

Le recensement des techniques de caractérisation adaptées au cas complexe des lagunes de Mercier est important pour deux raisons : 1) comme indiqué dans le rapport de Lefebvre (2007), le remplacement de l'UTES et l'optimisation du système de contrôle hydraulique dans l'esker et le roc requerront des travaux ciblés de caractérisation sur le terrain; 2) dans l'optique où une réhabilitation partielle (p. ex., essai pilote, recherche universitaire) du site devait être envisagée dans le futur, la caractérisation incomplète des zones sources de contaminants pourrait alors être à l'origine des performances inadéquates des méthodes déployées pour la remédiation (USEPA, 2008) ou d'une mauvaise compréhension des mécanismes opérants pour la récupération ou la destruction des LID.

Il apparaît donc important pour les deux raisons mentionnées précédemment de vérifier et de mettre à jour les données de caractérisation disponibles pour le site, et ce, en considérant les approches et les technologies les plus à jour. Dans le domaine hydrogéologique, le principal défi demeure le recensement et la caractérisation des zones de faible perméabilité et des zones plus transmissives, principalement pour la partie de la contamination qui se retrouve dans le roc fracturé. De plus, selon les méthodes de réhabilitation envisagées, la caractérisation devrait également permettre de déterminer les paramètres physiques, chimiques et biologiques critiques présents au site (ITRC, 2015).

3.1.2 Revue des technologies de caractérisation environnementale

En 2015, l'Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), organisme ayant pour mandat de faire accepter de nouvelles technologies de réhabilitation, a publié un rapport consacré à la caractérisation des zones sources de LID. Ce rapport, qui se veut une mise à jour, est accompagné d'une fiche d'aide à la décision (http://www.itrcweb.org/documents/team_DNAPL/DNAPL.xltm) permettant de cerner les technologies les plus adaptées pour effectuer la caractérisation d'un site donné selon : 1) les paramètres recherchés (géologiques, hydrogéologiques ou biochimiques), 2) le type (socle rocheux ou matériau granulaire) et la zone

de la sous-surface concernée (saturée ou non saturée), 3) la qualité des informations requises (quantitative, semi-quantitative ou qualitative).

Au total, 74 technologies d'aide à la caractérisation sont recensées et réparties selon des méthodes : 1) géophysiques (de surface et en forage), 2) hydrauliques (forage unique ou forage à forage), 3) d'échantillonnage des sols, 4) d'acquisition de données lors de sondages par enfoncement, 5) d'évaluation de la présence de LID, 6) d'analyses chimiques, 7) de diagnostics moléculaires (microbien et traceurs), 8) d'analyses sur le site. Ces méthodes permettent de définir les conditions géologiques, hydrogéologiques et biochimiques d'un site contaminé. La section 6 présente le lien vers le rapport de l'ITRC (2015) qui décrit chaque technologie et synthétise leurs avantages et inconvénients respectifs. La section 6 présente également une liste non exhaustive des technologies produite à partir de la fiche d'aide à la décision de l'ITRC pour les thèmes géologie, hydrogéologie, chimie générale et contamination.

Les sous-sections qui suivent présentent un survol des technologies les plus avancées qui sont potentiellement applicables au site pour réduire les incertitudes associées à la caractérisation.

Méthodes classiques de caractérisation des sols

Les échantillonnages de sol et le carottage sont des méthodes traditionnelles de caractérisation des propriétés biophysiques et géochimiques des milieux poreux et fracturés ainsi que pour évaluer la présence et la concentration de LID dans la phase solide. Toutefois, l'échantillonnage est souvent sporadique et la récupération des éléments volatils ainsi que des matériaux non consolidés peut être limitée. Récemment, Sale et ses collaborateurs (2016) ont démontré la possibilité de congeler par cryogénie les carottes de forage en place pour permettre une meilleure préservation des échantillons et ainsi limiter les fuites de composés volatils et de gaz ou les pertes de matières. Aussi, l'addenda de 2016 du guide d'échantillonnage des sols du MELCC (au

lien http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/Cahier5Addenda_section533.pdf présente un protocole basé sur l'utilisation de seringues ou de capsules hermétiques pour le prélèvement d'échantillons de sol lors des forages qui permet de limiter la perte de composés organiques volatils. Cette technique est applicable au site en raison de la volatilité de certaines composantes du LID.

Forage directionnel

La technologie de forage directionnel de précision s'est grandement améliorée au cours des dernières années (Lubrecht, 2012). Cette technologie permettrait d'installer des puits en profondeur orientés perpendiculairement au réseau de fractures à angle du roc, tout en limitant le risque d'entraînement en profondeur des liquides immiscibles. De tels puits favoriseraient une meilleure caractérisation hydrogéologique du roc fracturé au site, mais pourraient également être adaptés pour la caractérisation de l'aquifère granulaire. L'utilisation de forages horizontaux a également le potentiel d'augmenter l'efficacité des méthodes géophysiques pour la caractérisation des zones sources de LID (Power *et al.*, 2015).

Méthodes de sondage par enfoncement

Les méthodes de caractérisation par enfoncement (*direct-push*) pourraient permettre une caractérisation détaillée des zones sources de LID (Leven *et al.*, 2011). Ces dernières pourraient être déployées pour caractériser la stratigraphie de l'esker et relever les contrastes de perméabilités qui pourraient être responsables

d'accumulations locales de LID. Cependant, bien qu'il soit possible de déterminer la topographie du roc à l'aide de ces méthodes, celles-ci ne permettent pas la caractérisation détaillée à l'intérieur de l'unité du roc.

De plus, différentes sondes (fluorescence [LIF], membrane à interface [MIP]) sont utilisées lors de sondages par enfoncement pour déterminer la présence en liquides immiscibles le long des profils de sol et mesurer les concentrations relatives. Par exemple, l'utilisation d'une sonde équipée d'une membrane à interface permet un profilage en continu et à plus haute résolution des COV tout en minimisant les risques de contaminations croisées ou de perte associés à l'échantillonnage conventionnel des sols. En combinant cette technique avec des données de géophysiques en forage, Goode (2014) a déterminé avec plus de précision la quantité de TCE et DCE dans une argilite fracturée du bassin de Newark. Cependant, plusieurs de ces technologies sont en phase de mise au point (Lieberman, 2007) et fournissent des données qualitatives et semi-quantitatives.

Méthodes géophysiques

En général, les méthodes géophysiques de surface sont des outils peu invasifs de définition indirecte du contexte stratigraphique et lithologique ainsi que de détermination de la présence de structures majeures (failles, contacts, etc.). Certaines méthodes géophysiques de surface et en forage permettent également de cerner la présence, l'orientation et la densité des fractures dans le roc fracturé (Goode *et al.*, 2014). Les méthodes les plus avancées englobent la sismique réflexion de haute résolution, l'utilisation d'un magnétomètre à très basse fréquence (VLF) ou de *televiwer* optique ou acoustique. La tomographie par résistivité électrique permet quant à elle de déterminer de façon qualitative la connectivité des réseaux de fractures. Ce type d'information pourrait s'avérer extrêmement important pour mieux décrire le contexte physique et l'étendue de la contamination au site de Mercier.

Les techniques géophysiques peuvent également être utilisées pour déterminer et parfois quantifier de manière indirecte la distribution de LID dans la sous-surface. Parmi les technologies applicables au site, notons la méthode par résistivité électrique [RE] (Aghasi *et al.*, 2012, Chambers *et al.*, 2010, Naudet *et al.*, 2014, Orlando *et al.*, 2015, Power *et al.*, 2015, Sparrenbom *et al.*, 2017) et la méthode par radar géologique [GPR] (Wilson *et al.*, 2009). Ces technologies permettent de cartographier la distribution et la saturation en LID dans les zones sources. La méthode par GPR est particulièrement intéressante puisqu'elle permet une acquisition de données moins coûteuse et moins intrusive, limitant ainsi les risques de migration en profondeur des contaminants (Raymond H Johnson *et al.*, 2007). Une connaissance préalable de la géologie de la sous-surface est toutefois nécessaire pour distinguer les réflexions associées à la présence de LID de celles causées par des changements lithologiques. D'autres méthodes géophysiques et d'imagerie en forage peuvent également être utilisées pour déterminer ou confirmer la présence de LID (vidéo, profil de température) ainsi que les saturations en LID (tomographie par radar géologique ou résistivité électrique).

Méthodes hydrauliques

Les méthodes hydrauliques sont essentiellement utilisées pour définir la conductivité et la pression hydraulique des unités hydrostratigraphiques ainsi que, le cas échéant, la perméabilité double d'un milieu fracturé. Dans les milieux fracturés, les essais de puits à puits permettent également d'évaluer la connectivité des fractures. Par exemple, les essais de partition de traceur inter-puits (PITT) s'avèrent un outil efficace pour évaluer de façon quantitative à semi-quantitative la présence et le degré de saturation de LID dans les sols (Illman *et al.*, 2010, Moreno-Barbero *et al.*, 2007, Putthividhya *et al.*, 2017) et serait applicable pour des étendues relativement grandes (USEPA, 2009a). Cette méthode requiert l'injection d'alcool dissous pouvant

abaisser les tensions interfaciales, mais l'utilisation de faibles concentrations peut éviter l'entraînement de LID en profondeur dans le roc fracturé au site. Toutefois, l'application de cette technologie peut être limitée pour des sites très hétérogènes et tendre à sous-estimer les zones d'accumulation de LID en phase libre.

La technologie FLUTE permet de caractériser le roc fracturé à l'intérieur ou à l'extérieur de la zone source. Elle consiste en une gaine possédant des ouvertures vis-à-vis des zones fracturées préalablement repérées par forage. La gaine qui est installée dans un puits permet de réaliser des essais de conductivité hydraulique en condition dynamique, de mesurer des charges hydrauliques et, dans des ouvertures différentes, d'effectuer un échantillonnage discret d'eau ou de LID (Broholm *et al.*, 2016). L'installation de la gaine doit être réalisée le plus rapidement possible après le forage. La gaine est également utilisée pour repérer les zones d'accumulation de LID puisqu'elle peut changer de couleur au contact de liquides immiscibles.

Une autre approche hydraulique permet de caractériser la présence d'accumulations locales de LID par l'analyse d'une réponse oscillatoire associée à un essai de perméabilité *in situ*. Cette méthode est basée sur les propriétés des LID et du milieu poreux affecté par leur présence (Zhou *et al.*, 2017). Toutefois, en cas d'application au site, il faut noter que la réponse oscillatoire peut également être observée en présence d'une longue colonne d'eau dans un puits avec une crépine courte dans des matériaux fortement perméables.

Caractérisation des conditions biogéochimiques

L'évolution des méthodes d'analyse chimique et de diagnostic moléculaire favorise une meilleure définition des conditions biogéochimiques du site. Par exemple, la détermination des ratios d'isotopes stables d'oxygène, de carbone ou de chlore propres aux contaminants de la zone source permet de confirmer l'origine de la contamination dans le ou les panaches observés (USEPA, 2008). Au site de Mercier, cette approche pourrait définir si certaines zones d'accumulation de LID (petite lagune, grande lagune, roc fracturé) ont une plus grande incidence sur la formation du panache de contaminants et devraient donc être traitées prioritairement. De plus, cette technique permet cerner certains des processus de dégradation naturellement présents dans le milieu.

L'identification dans le panache de sous-produits de dégradation, la diminution des concentrations en carbone organique total, en oxygène, en sulfate, en nitrate ou en hydroxyde de fer, la variation des conditions de pH, de potentiel d'oxydoréduction (Eh) et d'alcalinité ainsi que la production d'ions chlorés, de dioxyde de carbone, de fer dissous, de méthane, d'azote ou de sulfure d'hydrogène peuvent également s'avérer de bons indicateurs de la biodégradation des contaminants (F. Wang *et al.*, 2014a). Aussi, les progrès récents en analyse génomique permettent l'identification de microorganismes ayant des fonctions particulières pouvant favoriser la bioremédiation, tels les déchlorinateurs.

Enfin, des unités de laboratoires mobiles ainsi que certains outils analytiques portables tels que des chromatographes ou des spectromètres de masse peuvent être utilisés directement sur le site pour favoriser une analyse rapide et limiter la dégradation des échantillons lors de leur transport.

Modélisation numérique

Les modèles numériques sont des outils d'aide à la décision. L'acquisition de données de caractérisation complémentaires permet d'élaborer un modèle conceptuel hydrogéologique à partir duquel un modèle numérique d'écoulement et de transport des contaminants peut être construit pour : 1) optimiser les systèmes de confinement de la contamination, c'est-à-dire de pompage et traitement (S. Y. Wang *et al.*, 2014b, Wood

et al., 2005), 2) repérer des parcelles favorables à la réalisation d'essais pilotes pour évaluer l'applicabilité des méthodes de réhabilitation envisagées, 3) offrir un portrait complet de la situation des parcelles avant et après les essais pilotes pour évaluer l'efficacité des méthodes de réhabilitation testées, 4) estimer la relation entre l'enlèvement de masse en LID et les flux de masse dans le panache (Brusseau *et al.*, 2007, Park *et al.*, 2008), 5) évaluer la mobilité des LID.

Plusieurs logiciels commerciaux, tels que ModFlow, Feflow et HydroGeoSphere, existent pour simuler l'écoulement de l'eau souterraine et le transport de contaminants dissous dans les dépôts granulaires et le roc fracturé. Ce type de logiciel serait utilisé pour optimiser le confinement du site par les systèmes de pompage de l'UTES. D'autres logiciels permettent également de tenir compte des réactions cinétiques de biodégradation (BIOPLUME, MT3D, RT3D), des réactions géochimiques (MIN3P, HydroGeoSphere) ou des transferts de chaleur (HEATFLOW, COMSOL). Certaines technologies de remédiation *in situ* peuvent être évaluées par modélisation numérique, par exemple West *et al.* (2012) ont simulé l'efficacité de l'oxydation chimique à dégrader la fraction dissoute de TCE dans l'eau souterraine en utilisant l'oxydant permanganate.

Les logiciels permettant de simuler la migration de contaminants immiscibles sont plus rares. COMPFLOW/BIO ou UTCHEM peuvent simuler l'écoulement de phases gazeuses, aqueuses et immiscibles ainsi que le transport de multicomposés dans chaque phase (Putthividhya *et al.*, 2013). De même, BIONAPL/3D peut modéliser la dissolution et la biodégradation de liquide immiscible multicomposé dans les milieux poreux granulaires et fracturés (Molson, 2011). Le logiciel CORT-3D permet de modéliser le transport réactif en tenant compte du changement des conditions dans l'aquifère causé par la réaction des oxydants avec les contaminants et le matériel aquifère (Rosansky *et al.*, 2015). Le logiciel LDRM de l'Institut américain de pétrole développé par Charbeneau, quant à lui, simule la performance pour la récupération de phase libre légère (LIL) en utilisant divers scénarios de pompage (<http://www.api.org/oil-and-natural-gas/environment/clean-water/ground-water/lnapl/ldrm>).

De tels logiciels seraient applicables pour modéliser l'état de la situation du site, mais ils nécessitent une caractérisation complémentaire puisque chaque logiciel requiert l'intégration de plusieurs paramètres propres à son utilisation.

3.2 Évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle d'une zone source

En général, l'objectif de réhabilitation d'un site contaminé consiste à enlever une masse suffisante permettant de réduire les concentrations dans les sols et l'eau souterraine sous des valeurs maximales admissibles. La mesure de l'impact de l'enlèvement de masse de LID dans une zone source sur la réduction des flux de masse de composés de LID dissous dans le panache (Figure 2) devrait donc être l'une des premières étapes de l'évaluation de technologies de traitement des contaminants (Brooks *et al.*, 2008).

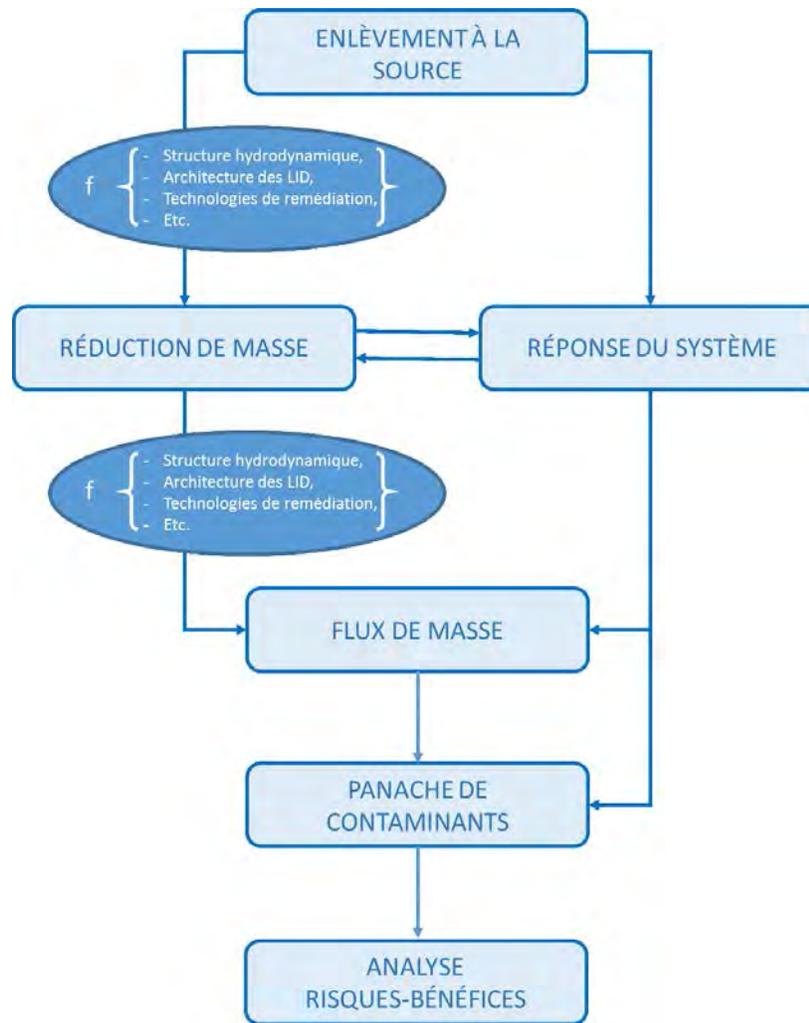


Figure 2. Évaluation des bénéfices de la réhabilitation partielle d'une zone source – schéma conceptuel (modifié de USEPA, 2009)

Cet aspect est étudié depuis le début des années 2000. Il existe un consensus dans la communauté scientifique selon lequel une partie de la masse de LID initialement présente dans une zone source reste en place malgré l'application de technologies agressives de traitement *in situ* (Abriola *et al.*, 2012, Stroo *et al.*, 2003). Selon les projets revus, cette partie qui demeure piégée dans le milieu poreux représentait de 10 % à 38 % de la masse de

LID initialement en place dans la zone source avant les travaux de réhabilitation. Les raisons qui expliquent l'enlèvement incomplet des LID sont liées aux limitations technologiques, à une caractérisation incomplète ou inadéquate des zones sources et aux limites budgétaires (USEPA, 2009a). Cette masse résiduelle de LID se situerait notamment dans les couches de plus faible perméabilité.

Plus récemment, l'étude du lien entre l'enlèvement de masse et le flux massique de LID a été réalisée à l'aide d'une approche scientifique sur quatre sites d'envergure contaminés par des LID offrant une grande variabilité de conditions hydrogéologiques (USEPA, 2009a). Sur ces sites, les taux d'enlèvement de masse de LID dans la zone source variaient de plus de 60 % à 100 %, alors que le taux de réduction du flux massique de composés dissous variait de -10 % à 99,6 %. Cette étude a démontré que le lien entre l'enlèvement de masse et le flux massique de LID est variable et dépend de plusieurs facteurs, dont les conditions hydrogéologiques, la composition et la distribution des LID et le type de technologie de traitement déployé. Aussi, les résultats suggèrent que le traitement ciblé de certains secteurs dans les zones sources induirait une réduction plus importante du flux de masse. L'étude de Carey *et al.* (2014) présente un lien moins direct entre l'enlèvement de masse et le flux massique de LID dans les cas d'architectures complexes de zones sources.

L'analyse du lien entre l'enlèvement de masse et le flux massique dans l'eau souterraine a également fait l'objet d'études sous conditions contrôlées en laboratoire. Ces travaux ont montré qu'un enlèvement de masse de LID de 90 % dans la zone source est requis pour entraîner une diminution d'un ordre de grandeur des concentrations dans l'eau souterraine (Suchomel *et al.*, 2006). Une telle réduction d'un ordre de grandeur a d'ailleurs été observée sur un site de grande envergure contaminé par du TCE (Brusseau, 2013). Sur ce site, un système de pompage et traitement est en service depuis 23 ans et les zones sources ont fait l'objet de travaux de réhabilitation. La réduction du flux massique dans l'eau souterraine par un facteur de 10 n'a cependant pas permis de réduire les concentrations dans le panache à un niveau acceptable.

Par exemple, pour atteindre les critères correspondant à une eau potable (p. ex., 5 µg/l pour le TCE), une réduction des concentrations dans l'eau souterraine de 99,9 % (ce qui correspond à deux ordres de grandeur) serait en effet requise (McGuire *et al.*, 2006). Sur 59 sites pour lesquels des travaux de traitement *in situ* de zones sources ont été réalisés, une réduction moyenne de 88 % des concentrations en composés dissous a été calculée, ce qui est loin du 99,9 % requis. En plus des LID qui demeurent piégés dans le sol, les composés dissous présents dans la fraction aqueuse adsorbée aux grains ou piégée dans la porosité immobile des sols contribuent également par diffusion aux concentrations résiduelles dans l'eau souterraine. De plus, le phénomène de rétrodiffusion entre des zones de plus faible perméabilité non traitées vers des zones plus perméables peut constituer une source à long terme de composés dissous (Carey *et al.*, 2014) et doit être considéré dans l'élaboration de la stratégie d'intervention (Yang *et al.*, 2017). Des rebonds en concentration dissous ont d'ailleurs été observés sur les sites analysés par McGuire *et al.* (2006), particulièrement sur ceux traités par oxydation chimique et biodégradation augmentée. Le pompage et traitement ciblé serait l'approche la plus efficace et économiquement viable pour la gestion des zones sources dans les cas où des critères sévères sont applicables (Carey *et al.*, 2014). Ce type de pompage et traitement se caractérise par un emplacement optimal des puits de pompage et l'application de débits de pompage également optimisés.

Hormis la réduction du flux massique après l'enlèvement partiel de masse de contaminants dans la zone source, d'autres bénéfices environnementaux et économiques peuvent découler de la décontamination, même partielle, des sites contaminés. De tels bénéfices pourraient inclure :

- Une amélioration mesurable de la qualité des sols et de l'eau souterraine sur le site de Mercier;
- Une réduction potentielle des coûts d'exploitation de l'UTES;
- L'avancement des connaissances techniques et scientifiques sur le traitement *in situ* de sites contaminés complexes, incluant la création de brevets technologiques;
- La formation du personnel hautement qualifié à tous les niveaux (collégial, universitaire, professionnel);
- Un transfert de connaissances vers l'industrie québécoise de la caractérisation et du traitement des sites contaminés.

3.3 Traitement *in situ* des zones sources de LID

La revue de la littérature a permis de recenser six familles de technologies de traitement *in situ* qui ont fait et qui continuent de faire l'objet de recherche et de développement depuis 2007. Ces familles sont les suivantes :

- Bioremédiation
- Traitement thermique (principalement ERH et TCH)
- Oxydation chimique (ISCO)
- Réduction chimique (ISCR)
- Lavage des sols
- Solidification/stabilisation (S/S)

Les paragraphes qui suivent présentent un résumé pour chaque famille de technologies énumérée ci-dessus. Chaque sous-section décrit les grands principes, la maturité, les développements récents, les principaux avantages et inconvénients de chaque technologie ainsi que l'applicabilité potentielle au site de Mercier.

L'efficacité des technologies de traitement *in situ* repose d'abord sur la connaissance détaillée de la localisation des accumulations locales de LID. Ces accumulations surviennent lorsque le LID qui s'infiltré dans le profil de sol/roc rencontre un contraste de perméabilité et que la pression dans le LID n'est pas suffisante pour lui permettre de pénétrer la couche sous-jacente moins perméable (Cohen *et al.*, 1993). De tels contrastes peuvent se trouver à l'intérieur de l'esker et du roc ainsi qu'aux interfaces esker-till, till inférieur-till supérieur et esker-roc. Des essais de laboratoire ont permis de visualiser de telles accumulations au contact de deux sables de perméabilité différente (Conrad *et al.*, 2002, Robert *et al.*, 2006). L'efficacité du pompage de LID en phase libre à l'aide de pompes installées à l'intérieur de puits repose donc sur la caractérisation détaillée du site et dépend de la distribution des accumulations locales (section 3.1). Ce défi constitue une problématique majeure en raison de la complexité d'une telle distribution. Il demeure cependant peu probable que le pompage des accumulations locales soit suffisant pour avoir un effet important sur le flux de masse en composés dissous dans l'eau souterraine puisqu'il laisserait en place des saturations résiduelles en LID qui soutiendraient à long terme le panache de contaminants. Toutefois, l'utilisation de ce type de technologies dans un train de technologies ou simultanément à d'autres méthodes de réhabilitation plus agressives demeure envisageable suivant une évaluation des bénéfices à long terme, notamment sur le système de pompage et traitement en place. Par ailleurs, les techniques de forage directionnel pourraient permettre l'aménagement de puits de pompage dont la trajectoire suivrait celle d'un contraste de perméabilité majeur à l'origine d'accumulations importantes de phase libre de LID, et permettre un certain enlèvement de masse de LID. Cependant, le pompage de liquide dans l'aquifère granulaire pourrait provoquer un rabattement de la nappe phréatique. Cette désaturation en eau du milieu pourrait entraîner une diminution des capacités de rétention du sol (diminution de la saturation résiduelle en LID) qui se refléterait par une mobilisation du LID. Cette problématique est particulièrement critique au site de Mercier, car la présence de fenêtres dans le till peut favoriser une migration plus en profondeur des LID dans le roc fracturé. Une évaluation préalable des risques et des mesures d'atténuation applicables à cette problématique est donc essentielle avant d'envisager l'implémentation de ce type de technologies.

3.3.1 Bioremédiation *in situ*

Principe de la technologie

La bioremédiation *in situ* vise à modifier les conditions biochimiques naturelles du milieu pour favoriser la biodégradation des contaminants organiques qui sont ultimement transformés en produits non toxiques pour l'environnement. Elle consiste à stimuler les microorganismes naturellement présents dans la sous-surface (biostimulation) par l'ajout d'oxygène ou de nutriments (azote, phosphore, potassium), ou les deux (Figure 3), ou à introduire des microorganismes déchlorinateurs tels que des bactéries déhalococcoïdes (bioaugmentation) (Trotsky *et al.*, 2010).

La bioremédiation de certains solvants chlorés comme le TCE doit être réalisée en l'absence d'oxygène (Aulenta *et al.*, 2007). De telles conditions réductrices peuvent être obtenues après l'injection de donneurs d'électrons hydrophobes comme de l'huile émulsifiée (Hitchens *et al.*, 2009, Schuetz *et al.*, 2009, Stroo *et al.*, 2014, J. Wang *et al.*, 2007), de substrats organiques comme le lactate (Aulenta *et al.*, 2007, Gustafson *et al.*, 2007) ou même de préparations commerciales (Cameron-Clarke *et al.*, 2009, Peale *et al.*, 2008). Généralement, la bioremédiation est un processus assez lent. Elle est donc souvent employée comme méthode de polissage dans un train de technologies pour le traitement des eaux souterraines.

Biodégradation *in situ*

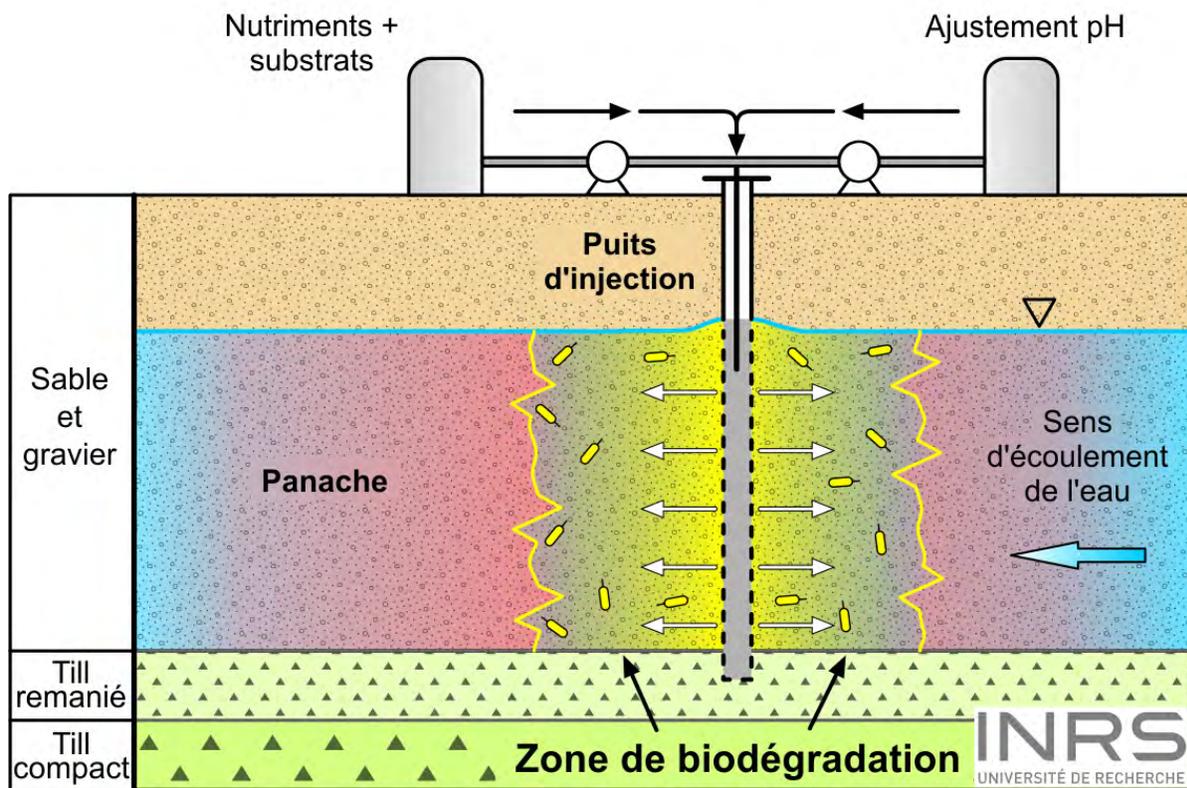


Figure 3. Modèle conceptuel de la bioremédiation *in situ*

Stade de développement technologique

L'ITRC (2008) a produit un rapport concernant les besoins de caractérisation, l'application, la conception ainsi que le suivi et l'optimisation des processus de bioremédiation des solvants chlorés. Le rapport concluait que si quelques projets pilotes démontraient des résultats concluants, peu de projets à grande échelle avaient obtenu des résultats similaires. Stroo *et al.* (2014) comptaient que sur 118 sites contaminés avec des éthènes chlorés, environ 31 % avaient été traités avec des processus de bioremédiation *in situ*, mais qu'aucun de ces sites ne présentait une contamination très importante. De plus, aucune réduction efficace à la source (c.-à-d. dans les sols) n'avait été démontrée.

Pour les aquifères rocheux fracturés, des tests en laboratoire semblent indiquer que la bioaugmentation pourrait être efficace pour le traitement de l'eau souterraine et qu'elle s'avérerait une meilleure option à long terme que l'oxydation chimique *in situ* avec du persulfate ou du permanganate (Schaefer *et al.*, 2011), mais les essais pilotes sont limités.

Enfin, peu d'études de cas abordent les effets à long terme de cette technologie (rebond, lessivage de métaux lourds, etc.). Toutefois, la bioremédiation étant une technologie de faible coût, de nombreuses recherches sont en cours pour le traitement des eaux souterraines.

Développements récents

Les développements technologiques se sont concentrés sur ce qui suit :

- La réalisation d'essais de bioaugmentation et de biostimulation sur le terrain pour évaluer le potentiel de la biodégradation dans des contextes particuliers aux sites testés. Des résultats prometteurs ont été obtenus pour le traitement de la phase dissoute des composés de LID, mais pas pour les LID présents dans les zones sources sous forme d'accumulations locales ou à saturation résiduelle (Cameron-Clarke *et al.*, 2009);
- La formulation de différents donneurs d'électrons. Des produits commerciaux ont fait l'objet d'essais sur le terrain avec des résultats prometteurs pour le traitement de l'eau souterraine (Peale *et al.*, 2008, Russell *et al.*, 2009, Stroo *et al.*, 2014);
- L'optimisation de la séquence d'injection des donneurs d'électrons et une injection plus efficace (Stroo *et al.*, 2014);
- Le suivi du type et de l'étendue de la biodégradation par traçage isotopique qui permet notamment de discriminer les phénomènes de dilution des phénomènes de biodégradation (USEPA, 2008). D'autres travaux en biologie moléculaire couplée à l'analyse des conditions biogéochimiques sont également en élaboration pour permettre une meilleure compréhension du potentiel de biodégradation (Lee *et al.*, 2009);
- La construction de modèles de prédiction pour la mise en solution des composés des LID par la biomasse (Phelan *et al.*, 2015);
- Le maintien de conditions favorables pour les microorganismes, notamment en contrôlant le pH des sols avec des produits chimiques afin de maintenir des conditions optimales à la biodégradation des solvants chlorés (Robinson *et al.*, 2009a);
- La combinaison des technologies de bioremédiation avec d'autres technologies *in situ* (Robinson *et al.*, 2009b, Russell *et al.*, 2009, Sahl *et al.*, 2007, Stroo *et al.*, 2014, Tsai *et al.*, 2008).

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 2. Avantages et inconvénients de la bioremédiation in situ

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Traitement des panaches de contamination. • Augmentation du taux de désorption ou de dissolution des solvants chlorés. • Traitement d'autres contaminants que les solvants chlorés. • Dégradation <i>in situ</i> des contaminants qui limite les traitements nécessaires en surface. • Effets bénéfiques persistants. • Coût généralement plus faible que les autres technologies <i>in situ</i>. • Compétences techniques négligeables (facilité de mise en place). • Faible maintenance des infrastructures du site. • Impact minimal sur les infrastructures du site. • Combinaison facile avec d'autres méthodes de traitement. 	<ul style="list-style-type: none"> • Inadaptée pour le traitement des zones d'accumulation de LID. • Inadaptée pour les zones de faible perméabilité ou les zones hétérogènes avec des écoulements préférentiels qui empêchent la distribution de substrat, d'oxygène ou autre uniformément dans la zone source. • L'injection de bactérie est généralement de faible portée à cause de l'adhésion des bactéries sur le sol et de l'effet filtrant du sol. • Inadaptée au traitement des métaux ou des autres composés inorganiques. • L'injection d'air peut transporter des contaminants volatils qui devront être extraits des sols pour être traités <i>ex situ</i>. • Inadaptée pour les aquifères avec des conditions géochimiques qui préviennent l'activité biologique (pH faible ou élevé). • Potentiellement inadaptée pour les contaminations mixtes si les solvants chlorés sont piégés à l'intérieur d'autres produits peu ou pas dégradables comme des huiles ou des graisses. • Dégradation incomplète des composés générant des sous-produits potentiellement plus toxiques que les produits de la zone source. • Qualité de l'eau potentiellement affectée (métaux lourds potentiellement lessivés, s'il y a modification de pH, et production de méthane). • Durées d'implémentation, de traitement et de suivi potentiellement très longues (allant de plusieurs mois jusqu'à des dizaines d'années). • Colmatage des puits d'injection de nutriments par encrassement biologique.

Adapté de ITRC (2008), Trotsky et al. (2010) Sale et al. (2011)

Légende : **Particulièrement applicable au site de Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

En général, les résultats de bioremédiation publiés portent sur l'étude de la réduction des concentrations aqueuses des contaminants dans les panaches (Aulenta *et al.*, 2007, Cai *et al.*, 2012, Schuetz *et al.*, 2009). La bioremédiation telle qu'étudiée récemment ne vise donc pas le traitement des phases libres (accumulations locales) ou résiduelles de LID, comme celles rencontrées dans l'esker et à l'intérieur du roc fracturé au site. Cependant, l'application des technologies de bioremédiation dans un train de technologies demeure une avenue prometteuse pour le traitement de l'eau souterraine présente dans l'aquifère granulaire.

Toutefois, comme pour l'ensemble des technologies de remédiation nécessitant l'injection de produits dans la sous-surface, le traitement des contaminants dans les zones de plus faible perméabilité (till, matrice du roc)

n'est pas envisageable. Par ailleurs, la diversité des composés chimiques présents au site pourrait se traduire par un traitement partiel de la contamination. Entre autres, la présence de métaux et de certains solvants chlorés pourrait inhiber les processus biologiques. Enfin, l'acquisition d'informations complémentaires sur les conditions biologiques et chimiques en place, incluant la réalisation d'essais pilotes, est donc nécessaire à la détermination de l'applicabilité de cette technique comme méthode de polissage dans un train de technologies.

3.3.2 Traitement thermique *in situ* (principalement ERH et TCH)

Principe de la technologie

Le traitement thermique *in situ* nécessite l'utilisation d'une source de chaleur afin d'altérer les propriétés physicochimiques des LID (Stroo *et al.*, 2012, USEPA, 2009a). La remédiation s'effectue principalement par le changement d'état du LID vers une forme gazeuse plus facilement extractible de la sous-surface, mais implique également une diminution de la viscosité du LID, une augmentation de la solubilité aqueuse de ses composantes et leur destruction partielle à haute température par pyrolyse ou hydrolyse.

Les méthodes thermiques se concentrent principalement sur la zone source. Elles requièrent la récupération et la destruction en surface des contaminants. Différentes méthodes thermiques (Figure 4) existent, dont les plus communes incluent l'injection de vapeur (STEAM), le chauffage par résistivité électrique (ERH) et le chauffage par conduction électrique (TCH) (Figure 5). Les méthodes par ERH et TCH sont recommandées pour les milieux hétérogènes ou de faible perméabilité puisqu'elles sont peu affectées par la géologie, tandis que le STEAM est généralement limité aux aquifères granulaires homogènes (Sale *et al.*, 2011). L'ERH permet de chauffer le milieu à des températures approchant 100 °C et le STEAM, à 170 °C, tandis que le TCH chauffe à plus haute température (de 750 à 800 °C), favorisant ainsi l'enlèvement des contaminants avec un point d'ébullition élevé. De plus, les zones de plus faible perméabilité ont une conduction thermique plus élevée, ce qui favorise leur traitement par TCH. L'ERH a l'avantage de chauffer de façon préférentielle les zones à forte saturation en LID en raison de leur forte résistance. Toutes ces technologies requièrent l'installation de nombreux puits suivant une maille de forage rapprochée de 3 à 6 m, de même que des puits de récupération des composés organiques volatilisés.

Désorption thermique *in situ* par conduction thermique ou résistivité électrique

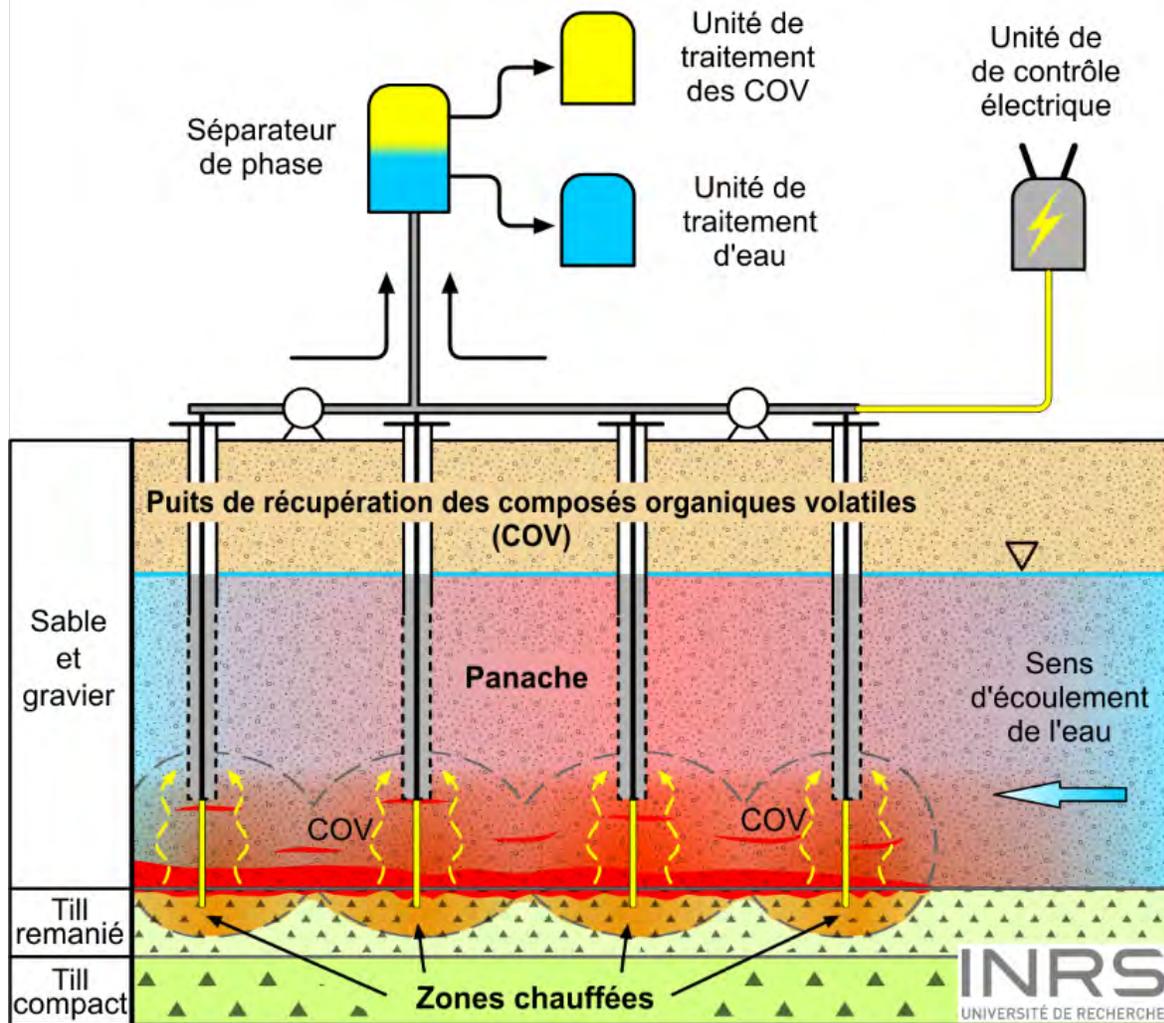


Figure 4. Modèle conceptuel de la désorption thermique *in situ* par conduction thermique (TCH) et résistivité électrique (ERH) dans l'aquifère granulaire

Désorption thermique *in situ* par conduction thermique

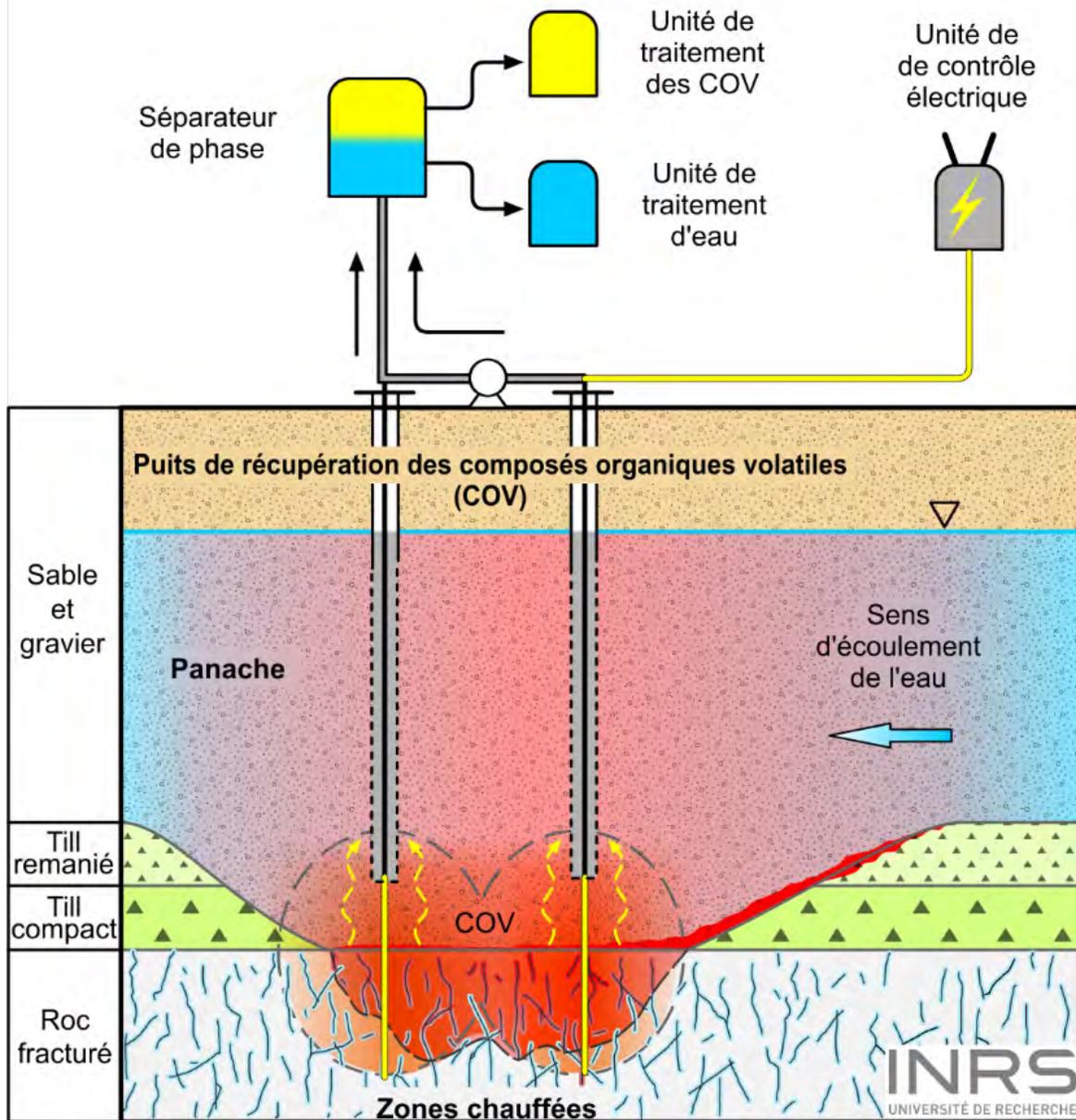


Figure 5. Modèle conceptuel de la désorption thermique *in situ* par conduction thermique (TCH) dans le roc fracturé

Stade de développement technologique

Le traitement thermique par injection de vapeur est une technologie bien développée et généralement acceptée qui s'applique principalement aux aquifères granulaires (USEPA, 2014). Les méthodes de traitement thermique par ERH et TCH sont plus récentes, mais ont été testées pour traiter une grande variété de contaminants (COVC, COSVC, hydrocarbures pétroliers, créosote, goudron de houille, BPC et pesticides) dans des milieux variés (présence d'infrastructures, zone saturée profonde (> 30 m), aquifère rocheux fracturé). Il existe des sociétés d'experts-conseils spécialisées qui possèdent les connaissances et les outils adaptés à la mise en place de ces technologies (USEPA, 2014). La conduction thermique (TCH) est la méthode thermique la plus communément utilisée, notamment pour le traitement d'horizons moins perméables (Heron *et al.*, 2013).

Bien que, les résultats de laboratoire pour les méthodes de traitement thermique sont très prometteurs (Baker *et al.*, 2016), ils semblent surestimer l'efficacité réelle des traitements sur le terrain (Stroo *et al.*, 2012) pour lesquels la littérature technique est moins abondante (Kingston *et al.*, 2010). La plupart des applications de terrain concernent des zones sources de faible étendue (< 4 000 m² et souvent < 1 000 m²). Toutefois, des rapports indiquent que des sites contaminés dans des sédiments d'origine glaciaire, d'origine fluvioglaciaire et alluviaux ont atteint les critères applicables après avoir été traités thermiquement par TCH, ERH ou STEAM (Baker *et al.*, 2016).

Enfin, la recherche pour la détermination d'une durée de traitement adéquate (Kingston *et al.*, 2010) et l'utilisation de traitements thermiques en combinaison avec d'autres technologies (USEPA, 2014) est encore limitée.

Développements récents

Les derniers développements sont concentrés sur ce qui suit :

- La combinaison des technologies thermiques avec d'autres techniques de remédiation à l'extérieur des zones sources principales pour limiter les coûts de mise en œuvre. Par exemple, l'apport de carbone et l'augmentation/optimisation de la température du milieu pourraient stimuler la biodégradation des contaminants organiques (Stroo *et al.*, 2012, USEPA, 2014). Toutefois, une température trop élevée pourrait inhiber la dégradation chimique ou biologique complète de certains composés (Richard Johnson *et al.*, 2011);
- L'activation chimique par la chaleur de composés réactifs tels que le persulfate, ce qui permettrait de maximiser la diffusion de ces réactifs dans les zones moins perméables (Richard Johnson *et al.*, 2011);
- La durée et le nombre de traitements thermiques nécessaires. Une étude de traitabilité menée par Major *et al.* (2012) indique que la durée du traitement thermique aurait une plus grande importance sur son efficacité que la température atteinte. De plus, des simulations de l'enlèvement de masse par traitement thermique suggèrent que celui-ci serait plus efficace lorsque plusieurs traitements successifs sont réalisés (Stroo *et al.*, 2012);
- La publication de guide d'utilisation. L'USACE (2014) a publié un guide d'utilisation des technologies de remédiation thermique qui traite des paramètres critiques de conception, d'opération et de suivi.

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 3. Avantages et inconvénients du chauffage par résistivité électrique et conduction thermique (ERH et TCH)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Traitement des zones d'accumulation de LID. • Fort taux de décontamination pour les LID et autres contaminants volatils. • Favorables aux zones hétérogènes et de faible perméabilité. • Favorable pour les aquifères rocheux et les zones fracturées. • Aucune injection de produits biochimiques nécessaire. • Traitement simultané de contaminants variés. • Favorise potentiellement les processus biologiques et chimiques de dégradation <i>in situ</i>. • Applicable à des profondeurs variées (de la surface à > 30 m). • Coût réduit dans les milieux fracturés (quantité d'eau à chauffer limitée). • Durée de traitement relativement courte (mois). 	<ul style="list-style-type: none"> • Chauffage inadéquat dans les zones plus transmissives et le panache de contaminants. • Nécessité de traiter les gaz et phases libres extraits en surface. • Augmentation de la mobilité du LID pouvant favoriser sa migration vers des zones non contaminées. • Potentiel de promouvoir la migration verticale des contaminants le long des forages lors de la mise en place. • ERH non applicable aux matériaux ayant une résistivité électrique supérieure à 500 ohm.m. • Ne permet pas le traitement des métaux et des autres composés inorganiques. • La température de la sous-surface peut rester élevée pendant une période de temps étendue (de plusieurs mois à des années). • Difficile à appliquer près des zones avec infrastructures de surface ou souterraines. • Requiert des compétences techniques importantes. • Empreinte carbone élevée. • Coût énergétique et de mise en œuvre souvent supérieure aux autres technologies de remédiation. • Nombre important de forages requis et maille de forage serrée (de 4 à 5 m).

Adapté de Trotsky et al. (2010) Kingston et al. (2010) USEPA (2014), Sale et al. (2011) et Stroo et al. (2012)

Légende : **Particulièrement applicable au site Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

Les procédés de chauffage par conduction thermique (TCH) et résistivité électrique (ERH) semblent favorables au traitement des zones sources de LID hétérogènes et de faible perméabilité ainsi qu'au traitement dans le socle rocheux fracturé. De plus, ces procédés permettent de traiter simultanément des contaminants variés et sont applicables à des profondeurs importantes (> 30 m) comme celles rencontrées au site de Mercier.

Toutefois, en présence d'eau, le procédé de traitement thermique devient très énergivore, car l'eau présente dans les pores doit également être volatilisée pour permettre la récupération des composés organiques volatilisés. Cette problématique pourrait être particulièrement critique sur le site de Mercier pour le traitement des zones sources profondes, car le rabattement de la nappe sous l'horizon contaminé dans le roc est pratiquement impossible en raison de la profondeur (le LID serait présent dans le roc fracturé jusqu'à une profondeur d'au moins 15 m). Il est donc essentiel qu'une caractérisation complémentaire détaillée soit

effectuée avant d'envisager cette technologie afin d'évaluer les risques de migration des LID ainsi que les mesures d'atténuation envisageables lors du chauffage de milieu. Par ailleurs, les méthodes de chauffage par conduction thermique sont inadéquates dans les zones où la vitesse de circulation d'eau est supérieure à 30 cm/jour. Les méthodes de chauffage par résistivité électrique ne sont applicables qu'à des matériaux dont la résistivité électrique est inférieure à 500 ohm.m (p. ex., shale et grès). De plus, la contamination en métaux et autres composés inorganiques n'est pas traitée thermiquement.

Outre la présence d'une importante colonne d'eau au-dessus de l'unité du roc fracturé, les autres défis associés à l'application de ces technologies dans le roc sont l'atténuation des risques d'étalement latéral et vertical de la contamination à l'extérieur de la zone de traitement dû à la diminution de la viscosité des LID, la distribution uniforme de la chaleur dans le massif rocheux malgré l'hétérogénéité du réseau de fractures, la présence de zones fracturées plus transmissives qui ont le potentiel de refroidir le secteur chauffé en raison d'une plus grande circulation d'eau souterraine et la récupération efficace des COV.

Pour l'ensemble de ces raisons et au vu des plus récents développements, l'utilisation de cette seule famille de technologies apparaît inadéquate pour le traitement complet du site de Mercier. Cependant, une application par parcelle peut être envisagée dans des essais pilotes suivant une caractérisation détaillée complémentaire permettant la détermination d'un contexte favorable à son utilisation. Auparavant, des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain sont nécessaires pour vérifier que cette technologie est applicable au site. De plus, les technologies thermiques peuvent être appliquées seules, simultanément ou dans un train de technologies de remédiation *in situ*.

3.3.3 Oxydation chimique *in situ* (ISCO)

Principe de la technologie

L'oxydation chimique *in situ* consiste à injecter un oxydant pour transformer les contaminants en produits non toxiques pour l'environnement (Figure 6) tels que du dioxyde de carbone, de l'eau, des chlorures, etc. (ITRC, 2011b). Les réactions chimiques produisent des radicaux libres qui oxydent les contaminants principalement dans la phase aqueuse (USEPA, 2009a) et, dans une moindre mesure, les phases libres (accumulations locales) et adsorbées. Les oxydants les plus couramment utilisés sont le permanganate de potassium ou de sodium, le peroxyde d'hydrogène, la réaction de Fenton (solution de peroxyde d'hydrogène avec un catalyseur ferreux), le persulfate de sodium, le percarbonate et l'ozone. Chaque oxydant possède son propre spectre d'application en fonction du degré de contamination, du type de contaminants et des conditions biogéochimiques du site contaminé. De plus, chaque oxydant possède sa propre longévité – par exemple, l'ozone peut persister entre vingt minutes et deux jours dans le milieu, tandis que le permanganate peut perdurer plus d'un an.

Oxydation chimique *in situ*

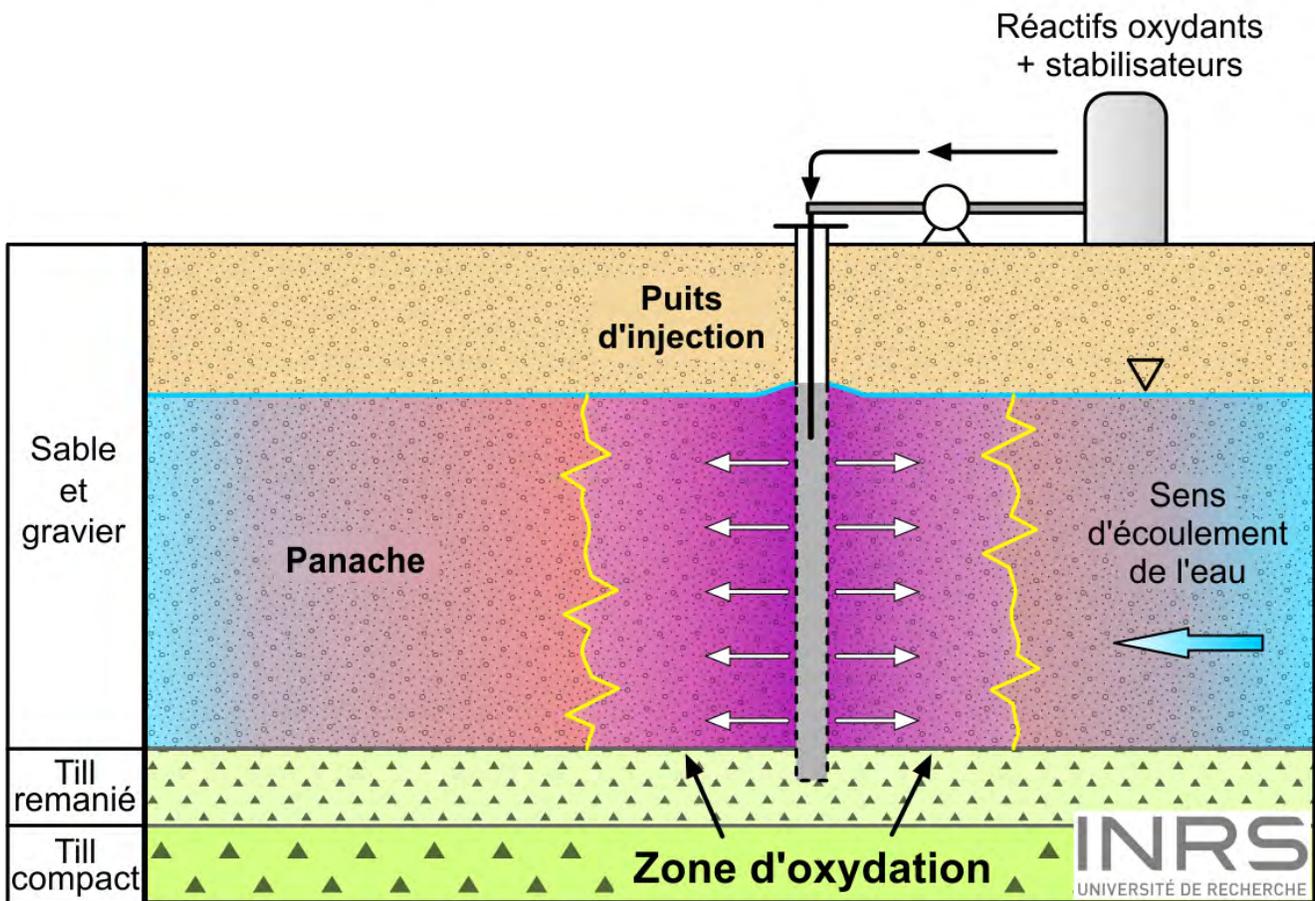


Figure 6. Modèle conceptuel de l'oxydation chimique *in situ*

Stade de développement technologique

L'oxydation chimique *in situ* a fait l'objet d'essais de laboratoire (Heiderscheidt *et al.*, 2008, Liang *et al.*, 2008), mais a aussi été testée dans des projets pilotes et à plus grande échelle (Krembs *et al.*, 2010). Certains résultats publiés montrent des variations dans le pourcentage d'enlèvement de -146 % (rebond important de la contamination) à 100 % (ITRC, 2011b). Stroo *et al.* (2012) mentionnent qu'une étude rapporte qu'aucun site contaminé au LID n'aurait pu être fermé ou n'aurait pas atteint les critères applicables dans les eaux souterraines et que la réduction de concentration maximale enregistrée atteindrait 55 %. D'autres recherches ont porté sur les rebonds des concentrations aqueuses observés après la fin des travaux d'oxydation chimique (Thomson *et al.*, 2008). Certaines recherches sont également nécessaires pour évaluer le potentiel d'activation du persulfate par des oxydes de fer et de manganèse naturellement présents dans le sol pour minimiser l'utilisation de chaleur, de fer chélaté ou de peroxyde d'hydrogène et ainsi réduire les coûts d'application (Richard J Watts, 2011).

Développements récents

Les derniers développements sont concentrés sur ce qui suit :

- Des outils d'aide à la conception de systèmes d'injection d'amendement aqueux basée sur la simulation numérique 3D pour optimiser les paramètres d'injection (espacement des puits, concentration et volume de réactifs, etc.) (Borden, 2012);
- L'utilisation de modèles pour prédire la performance du procédé pour le traitement de zones sources de LID (West *et al.*, 2012);
- La stabilisation des agents réactifs. Par exemple, l'ajout de citrate de sodium, de malonate de sodium et de phytate de sodium a permis d'augmenter efficacement la distance de pénétration du peroxyde d'hydrogène en milieux poreux en diminuant son taux de décomposition (Richard Watts *et al.*, 2014);
- L'utilisation de nouveaux agents oxydants comme le persulfate de sodium qui ont de meilleures longévités ainsi que le potentiel de se diffuser dans les zones de plus faible perméabilité (Richard J Watts, 2011);
- La dégradation électrochimique pour oxyder les molécules organiques, soit directement en utilisant des électrodes insolubles à forte surtension d'oxygène (Pt, Ti/IrO₂, etc.), soit indirectement pour activer ou générer électrochimiquement des oxydants (Jasman *et al.*, 2017);
- La bonification de la bioremédiation par des processus d'oxydation électrochimiques (Jasman *et al.*, 2017);
- La combinaison de l'ISCO avec d'autres technologies telles que la bioremédiation ou le lavage des sols pour diminuer les effets du traitement telles la stérilisation du milieu et l'oxydation de la matière organique et des métaux (Stroo *et al.*, 2012).

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 4. Avantages et inconvénients de l'oxydation chimique in situ

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Traitement des panaches de contaminants et des zones de faible saturation de LID. • Accélération de la dissolution des contaminants. • Aucun effluent généré. • Plusieurs options d'oxydants et de catalyseurs, donc applicable à différents types de contaminants. • Adaptée à un spectre large de niveaux de concentration. • Historique de la méthode importante. • Mise en œuvre rapide. 	<ul style="list-style-type: none"> • Moins adaptée au traitement des zones sources fortement saturées en LID. • Applicable principalement aux milieux poreux de moyenne et haute conductivité hydraulique (10^{-4} cm/s). • Inadaptée aux aquifères hétérogènes ou de faible perméabilité. • Inadaptée aux aquifères rocheux fracturés avec des écoulements préférentiels. • Efficacité limitée pour certains contaminants (CHCl₃, TCA, BPC, etc.). • Instabilité des oxydants comme le peroxyde d'hydrogène limitant la portée de la zone réactive. • Utilisation de peroxyde d'hydrogène inadaptée dans les milieux riches en manganèse (> 5 %). • Potentiellement inadaptée dans les zones riches en matière organique (> 0,1 % massique) qui consomme l'oxydant. • Formation de produits d'oxydation intermédiaires (oxydes métalliques) affectant les propriétés hydrauliques du milieu poreux et rendant les contaminants et LID moins accessibles. • Effet rebond post-traitement potentiel en provenance des zones de faible perméabilité. • Qualité de l'effluent (forte concentration en sulfate avec le persulfate ou trace de métaux avec le permanganate). • Coût élevé de mise en œuvre de la technologie. • Demande une caractérisation particulière du site pour déterminer le potentiel d'oxydoréduction du milieu, la demande naturelle en oxydant, le pH, l'alcalinité et la présence de métaux sensibles aux réactions d'oxydoréduction (potentiel de précipitation et de dissolution). • Requiert des compétences techniques (notamment en santé et sécurité) pour la manipulation de produits réactifs.

Adapté de Trotsky et al. (2010), ITRC (2011b), Schaefer et al. (2011), Borden (2012), Sale et al. (2011), Richard J Watts (2011) et Richard Watts et al. (2014)

Légende : **Particulièrement applicable au site Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

En général, l'utilisation de l'oxydation chimique *in situ* (ISCO) ne permet pas le traitement des zones d'accumulation de LID. De plus, la présence de certains composés récalcitrants à l'oxydation chimique

(métaux, TCA, BPC, etc.) au site de Mercier induirait un traitement partiel de la contamination. Comme pour l'ensemble des technologies de remédiation nécessitant l'injection de produits dans la sous-surface, le traitement des contaminants dans les zones de plus faible perméabilité (till, matrice du roc) n'est pas envisageable.

Pour l'ensemble de ces raisons et au vu des plus récents développements, l'utilisation de cette seule technologie apparaît inadéquate pour le traitement complet du site de Mercier. Cependant, dans l'optique où le traitement *in situ* de l'eau souterraine serait envisagé dans un train de technologies, cet axe de recherche proposerait alors des avenues prometteuses, notamment dans l'aquifère granulaire. L'acquisition d'informations complémentaires sur les conditions chimiques en place est nécessaire à la détermination de l'applicabilité de cette technique comme méthode de traitement en combinaison avec d'autres technologies ou comme méthode de polissage dans un train de technologies. Des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain ainsi que des essais pilotes suivant une caractérisation détaillée complémentaire permettant la détermination d'un contexte favorable à son utilisation sont nécessaires pour vérifier que l'ISCO est applicable au site.

3.3.4 Réduction chimique *in situ* (ISCR)

Principe de la technologie

La réduction chimique *in situ* s'appuie sur l'injection de particules de fer zéro valent (Fe^0) qui provoquent la réduction chimique de nombreux solvants chlorés (Figure 7) en produits non toxiques pour l'environnement (USEPA, 2009a).

Réduction chimique *in situ*

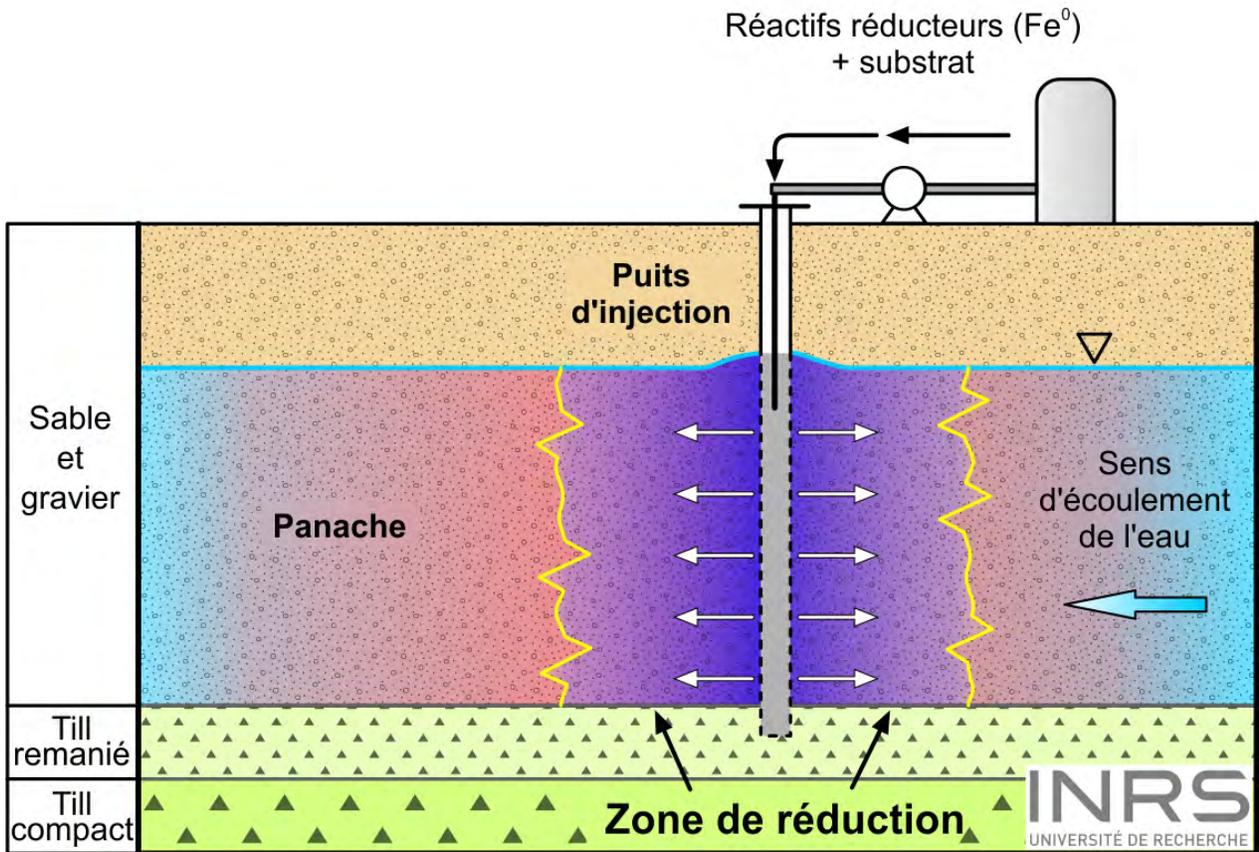


Figure 7. Modèle conceptuel de la réduction chimique *in situ*

Stade de développement technologique

La réduction chimique *in situ* a principalement été utilisée sur le terrain dans des barrières réactives afin de traiter les panaches de solvants chlorés. Plus récemment, le fer zéro valent a également été testé pour traiter les zones sources de solvants chlorés par injection de nanoparticules de Fe^0 (Ahn *et al.*, 2016) et par mélange avec les sols en place (Sale *et al.*, 2011). Si l'utilisation de Fe^0 dans des barrières réactives est considérée comme une technologie éprouvée, pour le traitement de zones sources, par contre, elle nécessite plus de recherches pour comprendre les mécanismes impliqués (Becvar *et al.*, 2008).

Développements récents

Les derniers développements sont concentrés sur ce qui suit :

- L'acquisition des connaissances sur les propriétés hydrauliques et les conséquences de la mise en place de barrières réactives pour traiter les panaches de contamination (Becvar *et al.*, 2008);
- L'utilisation de la technologie pour traiter les zones sources par injection de nanoparticules de Fe⁰ ou mélange *in situ* avec les sols (Fjordboge *et al.*, 2012, Lee *et al.*, 2009, Sale *et al.*, 2011);
- L'amélioration des méthodes d'injection pour le traitement à la source des LID par :
 - l'utilisation de nanoparticules qui ont des surfaces particulières plus importantes favorisant le contact et la réaction avec le contaminant (Sale *et al.*, 2011);
 - l'utilisation de différents types de Fe⁰ produits par les manufacturiers qui démontrent des efficacités variables (Liles, 2009);
 - l'injection de Fe⁰ incorporé dans un substrat organique (gomme de guar, mélasse, etc.);
 - l'utilisation de microsphères de carbone dans lesquelles le fer est implanté (Sunkara *et al.*, 2010);
- La prévention de la formation d'agglomérats qui limitent le contact entre le Fe⁰ et le contaminant (Sale *et al.*, 2011) par :
 - l'injection d'émulsion d'huile, d'eau et de nanoparticules de Fe⁰ pour augmenter l'affinité du Fe⁰ pour le LID (USEPA, 2009a);
 - la modification des propriétés de surface du Fe⁰. Des études montrent que cette technologie augmenterait les distances de pénétration du Fe⁰ dans la sous-surface (Sale *et al.*, 2011);
- Les combinaisons bimétalliques (Fe/Pd ou Fe/Ni) pour le traitement des solvants chlorés;
- La combinaison avec d'autres technologies de remédiation :
 - des produits combinant le Fe⁰ et des donneurs d'électrons (lactate, etc.) sont disponibles commercialement. Ils visent à combiner une dégradation chimique rapide à court terme ainsi qu'une dégradation biologique à plus long terme (Kocur *et al.*, 2016, Sale *et al.*, 2011);
 - l'induction d'un mouvement d'eau contaminée par électrocinétique (procédé LasagnaTM) vers une zone réactive de Fe⁰ (Athmer, 2014).

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 5. Avantages et inconvénients de la réduction chimique *in situ*

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none">• Traitement potentiel des zones d'accumulation de LID.• Traitement adapté aux panaches de contaminants.• Aucun effluent généré.• La remobilisation des LID est limitée, mais elle pourrait se produire lors de l'injection d'émulsion d'huile, d'eau ou de nanoparticules.• Coûts potentiellement inférieurs aux méthodes thermiques.	<ul style="list-style-type: none">• Inconvénients mieux connus pour le traitement du panache que des zones sources de LID.• Peu favorable aux zones hétérogènes, peu perméables ou fracturées.• Certains contaminants sont non traités (1,2-dichloroéthane, perchlorate, etc.).• Formation de précipités pouvant limiter la perméabilité du milieu et donc le rayon d'efficacité de la zone de traitement.• Réduction potentielle de la résistance des sols à la compression pouvant nuire aux infrastructures présentes (le cas échéant).

Adapté de Sale et al. (2011)

Légende : **Particulièrement applicable au site Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

Bien que des applications de la réduction chimique *in situ* (ISCR) des contaminants soient développées pour le traitement des zones sources, son efficacité pour traiter les zones d'accumulation de LID n'est cependant pas encore démontrée. De plus, l'injection de matériaux réducteurs dans des zones hétérogènes, peu perméables et fracturées demeure un défi. Par ailleurs, au site de Mercier, 50 % des composés chimiques présents dans le mélange de contaminants ne pourraient pas être traités par réduction chimique *in situ* (Lefebvre, 2007), dont le 1,2-dichloroéthane qui est parmi les solvants chlorés les plus abondants à l'intérieur du panache.

Pour l'ensemble de ces raisons et au vu des plus récents développements, l'utilisation de cette seule technologie apparaît inadéquate pour le traitement complet du site de Mercier. L'acquisition d'informations complémentaires sur les conditions chimiques en place est nécessaire à la détermination de l'applicabilité de cette technique comme méthode de traitement en combinaison avec d'autres technologies ou comme méthode de polissage dans un train de technologies. Des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain ainsi que des essais pilotes suivant une caractérisation détaillée complémentaire permettant la détermination d'un contexte favorable à son utilisation sont nécessaires pour vérifier que l'ISCR est applicable au site.

3.3.5 Lavage *in situ* des sols

Principe de la technologie

L'utilisation de tensioactifs pour le lavage des sols *in situ* (Figure 8) s'appuie sur l'injection de produits chimiques généralement aqueux qui ont une affinité avec les contaminants en place et qui favorisent leur mobilité ou leur dissolution et, par conséquent, leur extraction par pompage (USEPA, 2009a). Ce type de traitement s'applique principalement aux zones sources de LID.

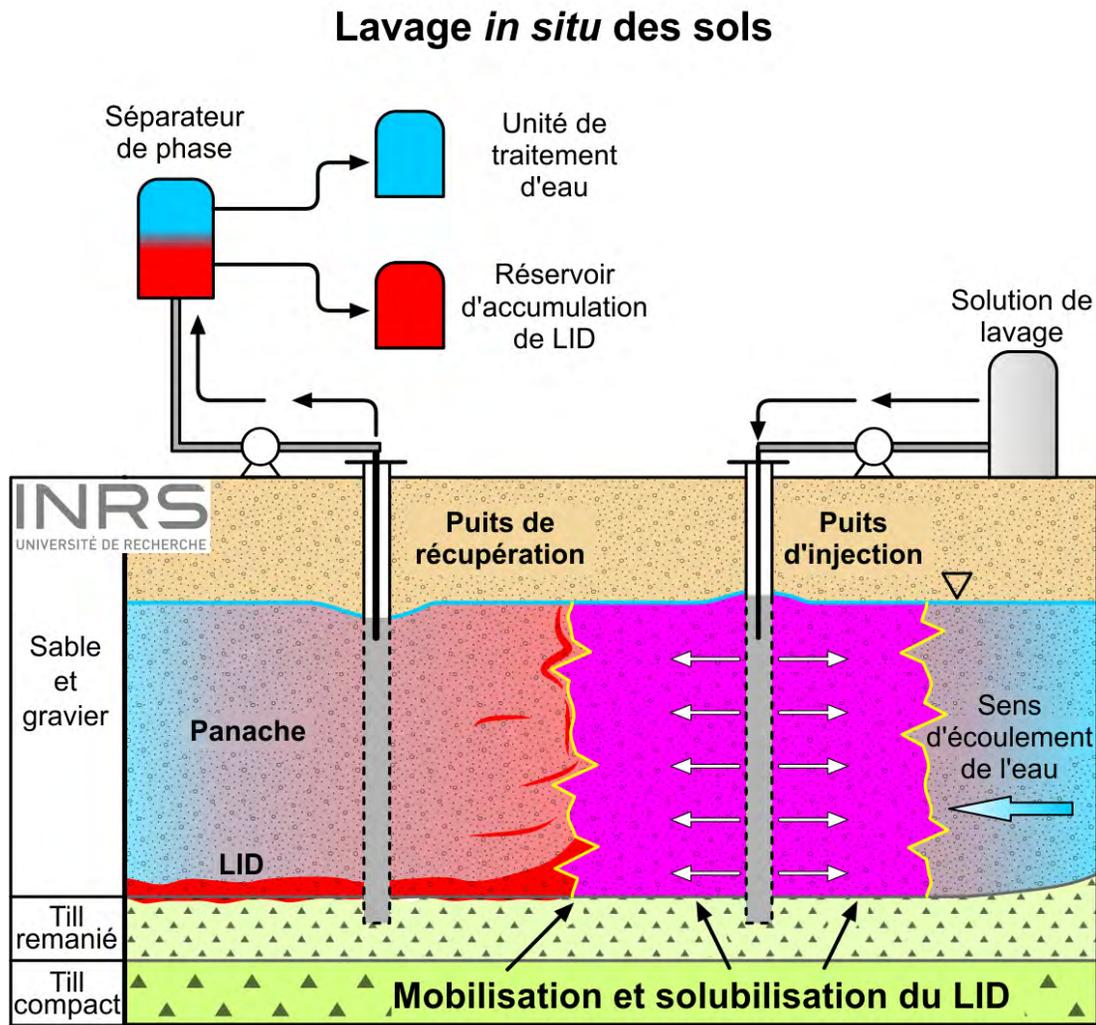


Figure 8. Modèle conceptuel du lavage *in situ* des sols

Stade de développement technologique

À ce jour, le lavage *in situ* des sols n'a pas été adopté comme méthode de traitement autonome (Sale *et al.*, 2011). En effet, bien que les résultats obtenus en laboratoire soient parfois concluants, l'efficacité de la technologie sur le terrain est généralement limitée, notamment dans des environnements hétérogènes (Robert *et al.*, 2016, Sale *et al.*, 2011).

Développements récents

Les derniers développements sont concentrés sur ce qui suit :

- L'utilisation de mousse pour favoriser l'injection des produits chimiques dans les zones de plus faible perméabilité, en bloquant les zones de plus forte perméabilité (Sale *et al.*, 2011);
- L'utilisation de mousse pour confiner temporairement une zone source afin de limiter la circulation d'eau à travers celle-ci et diminuer l'émission de contaminants dissous en aval de la zone source pendant l'application d'une méthode de remédiation (Portois, 2018);
- L'utilisation de mousse pour mobiliser, dissoudre et volatiliser des liquides immiscibles (Longpré-Girard *et al.*, 2016, Maire *et al.*, 2015, Maire *et al.*, 2018);
- Le couplage avec différentes techniques de remédiation *in situ*, notamment pour favoriser le transport de produits oxydants (oxydation chimique) ou de donneurs d'électrons (biodégradation), a obtenu des résultats favorables en laboratoire et sur le terrain (Sale *et al.*, 2011, USEPA, 2009a).

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 6. Avantages et inconvénients du lavage *in situ* des sols

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none">• Traitement des zones d'accumulation de LID.• Adapté pour des volumes importants de LID.	<ul style="list-style-type: none">• Applicable uniquement pour la zone source.• Applicable aux milieux homogènes de perméabilité moyenne à forte, mais peu favorable aux zones hétérogènes.• Génération d'effluents devant être traités en surface.• Mobilisation importante des contaminants favorisant leur migration dans des zones non contaminées, notamment en profondeur.• Nécessité d'appliquer une technologie de polissage.• Coût de traitement potentiellement élevé.• Sensible aux conditions géochimiques des sols et à la composition du LID (adsorption, formation de gel, etc.).

Adapté de Sale *et al.* (2011) et Trotsky *et al.* (2010)

Légende : **Particulièrement applicable au site Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

L'utilisation de tensioactifs pour le lavage des sols (que ce soit sous forme liquide ou sous forme de mousse) cause une diminution des tensions interfaciales responsables du piégeage, donc de la rétention des LID dans le sol, et favorise ainsi leur mobilisation. En l'absence de plancher imperméable au site (fenêtres dans l'unité de till), la mobilisation accrue des LID pourrait entraîner leur migration plus en profondeur dans le roc fracturé. Pour l'ensemble de ces raisons et au vu des plus récents développements, l'utilisation de cette seule famille de technologies apparaît inadéquate pour le traitement complet du site de Mercier. Cependant, l'utilisation de cette technologie en combinaison avec d'autres technologies de récupération de phase libre telles que le pompage à deux pompes, l'extraction multiphase sous vide ou le pompage-écrémage pourrait être évaluée

dans des essais pilotes, dans le cadre d'une application par parcelle dans une enceinte aménagée pour les essais pilotes dans l'aquifère granulaire.

3.3.6 Solidification/stabilisation (S/S)

Principe de la technologie

La méthode de solidification/stabilisation (S/S) *in situ* (figures 9 et 10) est basée sur la prévention de la migration des contaminants de la zone source (USEPA, 2009b) par l'injection d'additifs liants et de réactifs stabilisants (ITRC, 2011a). Au contraire des autres méthodes de réhabilitation *in situ*, la S/S ne repose pas sur la destruction en place ou l'enlèvement des contaminants, mais sur leur immobilisation. La solidification implique l'immobilisation physique des contaminants par le mélange du sol contaminé avec un réactif pour former un matériau solide résistant à la compression et de faible perméabilité (E. Crane *et al.*, 2014). La stabilisation implique l'immobilisation chimique des contaminants par le mélange du sol contaminé avec un agent réactif qui vise à diminuer la lixiviation, la solubilité et la toxicité du contaminant (USEPA, 2009b). Les principaux mécanismes d'immobilisation des contaminants incluent la sorption aux sols ou à l'additif, la précipitation induite par une modification du pH ou une réduction de la solubilité, l'incorporation dans une matrice cristalline et l'encapsulation (Bates *et al.*, 2015).

Les agents liants couramment utilisés incluent des matériaux organiques tels que les argiles organophiles ou le charbon actif et des matériaux inorganiques tels que le ciment Portland, la bentonite, les cendres volantes, la chaux, le phosphate, les silicates solubles ou le soufre. L'efficacité de ces matériaux est souvent limitée en présence de contaminants organiques qui peuvent interférer avec les propriétés des ciments utilisés (E. Crane *et al.*, 2014). Toutefois, l'utilisation d'additifs capables d'adsorber les contaminants organiques et l'utilisation de méthodes de mélange appropriées permettent de traiter certains contaminants organiques (ITRC, 2011a). L'application de cette méthode requiert une évaluation physique (compressibilité, résistance aux cycles de gel et dégel, etc.) et chimique (extraction et lixiviation) des sols contaminés en place afin de développer une formulation liante efficace et de déterminer une méthode appropriée d'implémentation *in situ*.

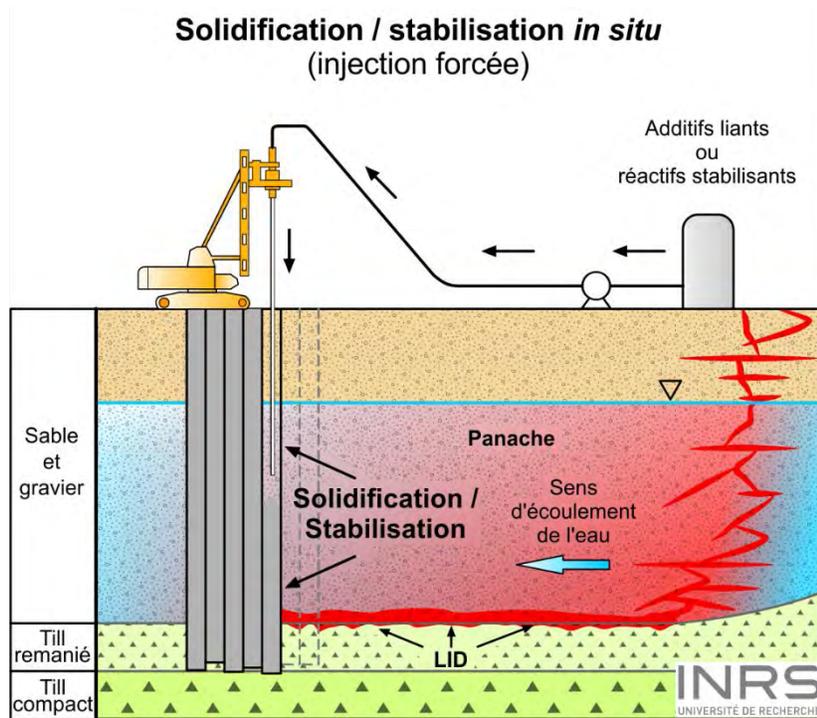


Figure 9. Modèle conceptuel de la solidification/stabilisation in situ des sols – Injection forcée

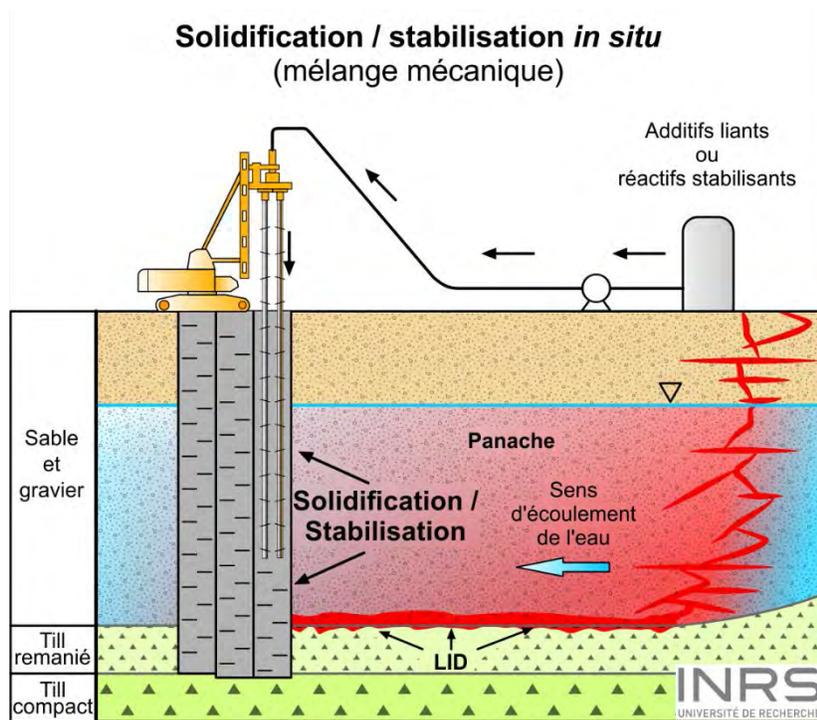


Figure 10. Modèle conceptuel de la solidification/stabilisation in situ des sols – Mélange mécanique

Stade de développement technologique

La technologie de solidification/stabilisation *in situ* est considérée comme éprouvée et a été évaluée pour un large éventail de sites contaminés. Entre 1982 et 2005, elle a été appliquée pour le contrôle des zones sources des *Superfund Sites* aux États-Unis dans plus de 20 % des cas (Bates *et al.*, 2015, USEPA, 2009b). En général, la S/S impliquait la présence de contaminants inorganiques (plomb, arsenic, etc.) (ITRC, 2011a) ou de contaminants organiques tels que le crésote et les produits pétroliers. Ainsi, de nombreux réactifs et combinaisons de réactifs sont disponibles commercialement (Bates *et al.*, 2015). Plus particulièrement, si l'efficacité de cette technique a été validée pour les contaminants organiques halogénés semi-volatils, les pesticides, les biphényles polychlorés et les composés non halogénés semi-volatils et non volatils, son utilisation dans les cas de contamination avec présence de COV n'est par contre pas encore éprouvée (ITRC, 2011a). De plus, les recherches concernant la réduction du flux de masse à long terme et donc la durabilité de la technique de S/S sont limitées, particulièrement concernant les contaminants organiques volatils et plus mobiles (ITRC, 2011a).

Développements récents

Les derniers développements sont concentrés sur ce qui suit :

- L'amélioration des méthodes de mélange et d'injection d'additifs et de matériaux réactifs dans les sols;
- L'utilisation de différents matériaux adsorbants pour améliorer l'efficacité du traitement par S/S pour les contaminants organiques. Les additifs testés incluent des argiles organophiles, la bentonite, le charbon actif, les phosphates et les gélifiants chimiques (ITRC, 2011a). E. Crane *et al.* (2014) ont démontré que le préconditionnement pendant 15 à 25 semaines de sols contaminés par des BTEX et du naphthalène avec du charbon actif améliorait les capacités des additifs tels que le ciment Portland, la chaux ou les cendres volantes à réduire le lessivage des contaminants. Dans cette étude, le préconditionnement des sols a démontré une plus grande efficacité que l'ajout simultané de charbon actif au ciment;
- La combinaison de la S/S avec d'autres technologies de remédiation et plus particulièrement l'ISCO ou l'ISCR par l'addition de matériaux réactifs oxydants ou réducteurs. Olson *et al.* (2015) ont démontré lors d'essais en colonne que la combinaison de ces méthodes pouvait s'avérer efficace pour traiter le TCE en augmentant le temps de contact entre le contaminant et le matériau réactif, phénomène résultant de la baisse de perméabilité du milieu. Cassidy *et al.* (2015) ont testé en laboratoire la combinaison de l'ISCO avec la S/S et la bioremédiation pour traiter des HAP et des BTEX en utilisant du ciment Portland et de la chaux pour activer le persulfate et stabiliser physiquement les contaminants non oxydés. Leur étude a révélé que la combinaison de l'ISCO et la S/S réduisait la lixiviation des contaminants, mais affectait négativement la population de bactéries sulfato-réductrices. Srivastava *et al.* (2016) ont également démontré que la S/S pouvait promouvoir l'ISCO en utilisant l'ajout de différents ciments pour activer le persulfate. L'augmentation des conditions de température et de pH par l'ajout de ciment favorise ainsi l'oxydation des contaminants organiques testés (BTEX, HAP et naphthalène), amenant à une réduction de la lixiviation des contaminants de 76 à 96 %;
- La stabilisation des contaminants organiques immiscibles par l'injection d'autres liquides immiscibles généralement utilisés dans des techniques de biodégradation *in situ*. Mateas *et al.* (2017) ont injecté du n-hexadécane et de l'huile végétale dans des zones sources de TCE suivant un ratio 1:1. Une

diminution considérable du flux de contaminants a été observée en réponse à la diminution de la perméabilité relative à l'eau de la zone source (augmentation de la saturation en LID) et de la modification de la composition du LID. Toutefois, cette méthode génère des risques d'augmentation de la toxicité du milieu associés à la réduction incomplète des composés organochlorés, la production d'acides gras volatils et la production de méthane. De plus, l'efficacité de cette méthode dépend fortement du contaminant présent, de l'obtention d'une mixture homogène, de l'immobilisation à long terme de l'amendement dans la zone source. Enfin, cette technique requiert l'injection de grande quantité d'amendements.

Avantages/inconvénients et applicabilité au site de Mercier

Tableau 7. Avantages et inconvénients de la solidification et la stabilisation in situ des sols

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Efficace pour le traitement des zones sources. • Diminution du flux de masse de contaminants. • Possibilité d'application aux sols hétérogènes. • Utilisable pour une grande variété de dépôts meubles. • Applicable en conditions saturée et non saturée. • Efficace pour traiter de nombreux contaminants inorganiques. • Possibilité de traiter certains contaminants organiques. • Amélioration des propriétés du sol. • Temps de traitement relativement rapide. • Équipement relativement simple. • Aucun traitement hors sol requis. 	<ul style="list-style-type: none"> • Inadaptée au traitement des panaches de contaminants. • Non applicable au socle rocheux. • L'hétérogénéité du sol peut limiter la profondeur d'application du traitement. • Inefficace pour les COV pour lesquels un prétraitement doit être effectué. • Efficacité limitée pour certains contaminants organiques et contaminants mobiles. • Contaminants non détruits ou extraits requérant un suivi à long terme obligatoire. • Traitement compliqué par la présence de contaminants variés. • Potentiellement affectée par une variation des conditions hydrogéologiques. • Efficacité à long terme incertaine (interactions géochimiques et biologiques, cycles de gel-dégel, saturation variable, etc.). • Options de modification post-traitement très limitées. • Les huiles usées et les boues goudronneuses peuvent annuler le processus d'hydratation du ciment, ce qui nécessite l'ajout d'un agent favorisant la création de chaleur et la volatilisation des contaminants. • Coûts très sensibles au type de contaminants, à la taille du système et à la présence d'eau. • Augmentation du volume de sol.

Adapté de USEPA (2009b), d'ITRC (2011a) et d'Olson et al. (2015)

Légende : **Particulièrement applicable au site Mercier**

Synthèse sur l'applicabilité de la technologie au site de Mercier

L'application de techniques de solidification/stabilisation *in situ* des contaminants, bien qu'offrant une avenue prometteuse pour la réduction du flux de masse de contaminants dans le panache, ne peut pas être envisagée

comme seule solution aux problèmes de contamination du site de Mercier. L'une des préoccupations principales provient de l'évaluation de l'efficacité à long terme de cette technologie puisque les contaminants ne sont ni détruits ni enlevés du sol, laissant ainsi présager un risque de lixiviation à long terme des contaminants suivant la combinaison de facteurs biogéochimiques et physiques (gel, dégel, saturation variable, etc.). De plus, cette technologie n'est applicable que dans les sols contaminés et ne permettrait donc pas de traiter les zones sources de contamination dans le roc fracturé. Enfin, en raison du type et de la diversité des contaminants présents au site et malgré les récents efforts de recherches, la capacité de cette technique pour traiter efficacement certains types de contaminants organiques tels que les COV n'est pas éprouvée. Cependant, des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain ainsi que des essais pilotes sont nécessaires pour son application combinée à une technologie de dégradation *in situ* telle que l'ISCO et l'ISCR au site.

3.4 Confinement physique ou hydraulique des zones sources de LID

Une des approches de gestion des sites contaminés consiste à isoler la zone source contaminée ainsi que le panache de contaminants afin d'éviter leur migration dans l'eau souterraine. Compte tenu de la complexité du site de Mercier et de la présence de LID dans le roc fracturé, le confinement représente la meilleure approche pour la gestion du site, bien qu'elle ne constitue pas une méthode palliative. Le confinement, ou le contrôle de la migration, des contaminants, peut être physique, donc réalisé à l'aide d'une barrière imperméable ou hydraulique.

3.4.1 Confinement physique

Les techniques de confinement physique doivent tenir compte de l'ensemble des contraintes du site, notamment des contraintes anthropologiques (présence d'infrastructures) et hydrogéologiques (épaisseur variable de la couche imperméable de till et présence de fenêtres dans le till entre les aquifères granulaires et de roc fracturé).

Des technologies existantes de confinement physique ne seraient envisageables que dans les dépôts meubles (Figure 11). Ces technologies impliquent la mise en place d'une barrière imperméable qui peut être constituée de membrane en HDPE, de murs de bentonite, etc. Une liste non exhaustive des technologies de confinement physique existantes est présentée au tableau 8. L'aménagement de telles tranchées jusqu'à des profondeurs de plus de 30 m est possible, notamment par l'utilisation de bennes de dragage. Cependant, ces technologies nécessitent la présence d'une unité géologique imperméable d'épaisseur suffisante pour permettre un ancrage convenable de la barrière imperméable ainsi que la limitation des échanges hydrauliques entre la zone confinée et l'aquifère sous-jacent. Comme l'a mentionné Lefebvre (2007), la topographie de la sous-surface du site pourrait donc ne pas permettre la mise en place d'un confinement adéquat résultant entre autres de l'épaisseur variable de l'unité de till et de la présence de fenêtres dans le till imperméable. Par conséquent, le confinement de la zone source serait partiel et se limiterait aux secteurs accessibles où l'épaisseur de till imperméable est suffisante pour permettre un ancrage efficace des barrières de confinement et prévenir la migration de LID vers l'aval de la zone d'essais.

De plus, une incertitude demeure quant à la diffusion à long terme des LID au travers des murs imperméables. Par exemple, une diffusion non négligeable d'HAP en phase dissoute au travers de cylindres de béton a déjà été observée en laboratoire (EPRI, 2003, EPRI, 2009). Considérant que certains COV présents au site de Mercier sont plus solubles dans l'eau que les HAP (par plusieurs ordres de grandeur), la diffusion à long terme des COV au travers d'une éventuelle barrière physique de sol et de bentonite (ou ciment) serait un phénomène non négligeable, compte tenu des concentrations élevées en COV et de la nature à très long terme du confinement.

Le confinement efficace des zones sources dans l'aquifère granulaire requerrait aussi la mise en place d'un système de pompage à faible débit au sein de l'enclave afin d'assurer un gradient hydraulique vers l'intérieur. Par ailleurs, l'isolation partielle de la zone contaminée dans l'esker ne permettrait pas de mettre fin à l'utilisation du piège hydraulique dans le roc fracturé et les dépôts meubles.

Toutefois, les techniques de confinement physique peuvent s'avérer des outils utiles lors de la réalisation d'essais pilotes. Des enceintes de confinement temporaires pourraient être mises en place dans l'aquifère

granulaire, dans des secteurs accessibles où l'épaisseur de till imperméable est suffisante pour permettre un ancrage efficace des barrières de confinement. La détermination des secteurs où cette approche serait applicable nécessite une caractérisation complémentaire du site afin de s'assurer, entre autres, de l'absence au sein de l'enceinte de fenêtres dans le till imperméable.

Confinement et recouvrement local

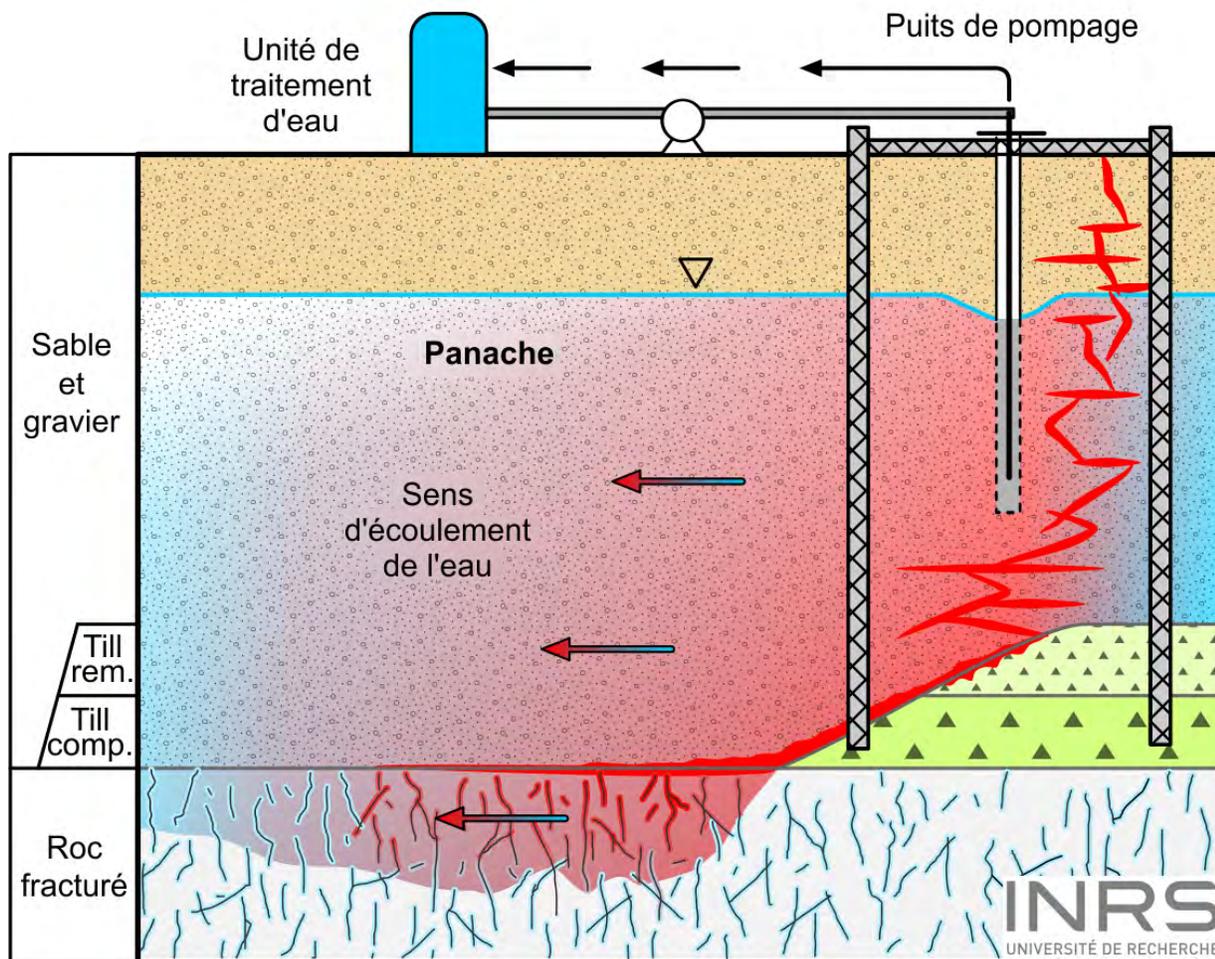


Figure 11. Modèle conceptuel de confinement physique d'une zone source de contaminants

Tableau 8. Avantages et désavantages des technologies de confinement vertical

Technologies	Avantages	Désavantages
Tranchée combinée d'un remplissage de matériaux de faible perméabilité, tel que la bentonite « Slurry Wall »	<ul style="list-style-type: none"> • Conductivité hydraulique de moyenne à faible • Installation rapide • Technique pratiquée couramment • Coûts peu élevés • Peut atteindre de grandes profondeurs d'excavation (> 60 m) 	<ul style="list-style-type: none"> • La dégradation du mur peut être accélérée par la présence de contaminants en fortes concentrations • Des discontinuités dans les murs peuvent survenir • Des fractures peuvent être engendrées par de grands écarts de températures et d'humidité • Requiert de l'excavation et un site pour effectuer les mélanges utilisant du sol • Limité à la verticale
Mur imperméable de métal « Sheet Pile »	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel de grande force pour retenir le sol et l'eau • Résistant chimiquement aux contaminants • Ne requiert pas d'excavation • Technique pratiquée couramment • Peut créer des formes irrégulières de confinement • Résistant • Faible conductivité hydraulique 	<ul style="list-style-type: none"> • Non applicable dans les matériaux grossiers (présence de graviers, cailloux) • Les joints peuvent fuir • Les murs peuvent être attaqués par la corrosion • Technologie dispendieuse • La profondeur d'implantation est limitée à -45 m
Mur imperméable composé	<ul style="list-style-type: none"> • La géomembrane est résistante et flexible aux stress appliqués • Perméabilité très faible (10^{-13} m/s) • Durable et résistant aux fortes concentrations en contaminants • Barrière imperméable contre les phases liquides et gazeuses • Longue durée de vie • Installation rapide et peu dispendieuse • Faible épaisseur • Ne requiert pas d'excavation pour l'insertion par vibration 	<ul style="list-style-type: none"> • La profondeur d'insertion de la géomembrane dépend de la technique utilisée • La durée de vie de la géomembrane est peu connue • Requiert de l'excavation pour l'insertion en tranchée
Injection de produit expansif imperméable « Jet Grouting »	<ul style="list-style-type: none"> • Peut stabiliser différents types de sols • Peut créer de larges murs à partir de puits d'observation • Peut atteindre des profondeurs de plus de 60 m • Les puits peuvent être orientés, et donc former des murs inclinés 	<ul style="list-style-type: none"> • Des discontinuités dans le mur peuvent survenir • Possibilité de désalignement • L'efficacité de cette technique est influencée par l'obstruction du jet • La présence de vides peut induire de la fissuration • La pression et le volume d'injection doivent être bien observés
Mélange de sols en profondeur avec des matériaux de faible perméabilité « Deep Soil Mixing »	<ul style="list-style-type: none"> • Peut être installé dans un aquifère confiné • Durée de vie du mur = durée de vie des agents imperméables • Moins de risque d'effondrement, car le mur est fabriqué en petites sections 	<ul style="list-style-type: none"> • Il est difficile de vérifier la continuité du mur • Le sol contaminé intégré dans le mur diminue sa durée de vie • La présence de galets peut diminuer l'efficacité du mur • Profondeur limitée à 30 m
Pieux sécants	<ul style="list-style-type: none"> • Technique utilisée couramment • Même avantages que le « Slurry Wall » • Technique peu limitée dans l'orientation 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts dispendieux • Même désavantages que le « Slurry Wall »

Adapté de Racine (2005)

3.4.2 Confinement hydraulique

Le confinement hydraulique consiste à maintenir à l'aide du pompage de l'eau souterraine une aire d'alimentation qui piège le panache d'eau souterraine contaminée (Figure 12). Bien que cette méthode soit efficace pour prévenir la propagation des contaminants (Lefebvre, 2007), elle ne constitue pas une méthode de réhabilitation. De plus, elle implique un suivi ainsi que des coûts d'exploitation pour le pompage et le traitement de l'eau à long terme. Cette technologie est actuellement en place au site de Mercier, où trois puits de pompes localisés en aval hydraulique des zones sources des aquifères granulaires et du roc fracturé confinent simultanément les panaches de contaminants dans les deux systèmes aquifères. L'eau souterraine contaminée est acheminée vers l'UTES.

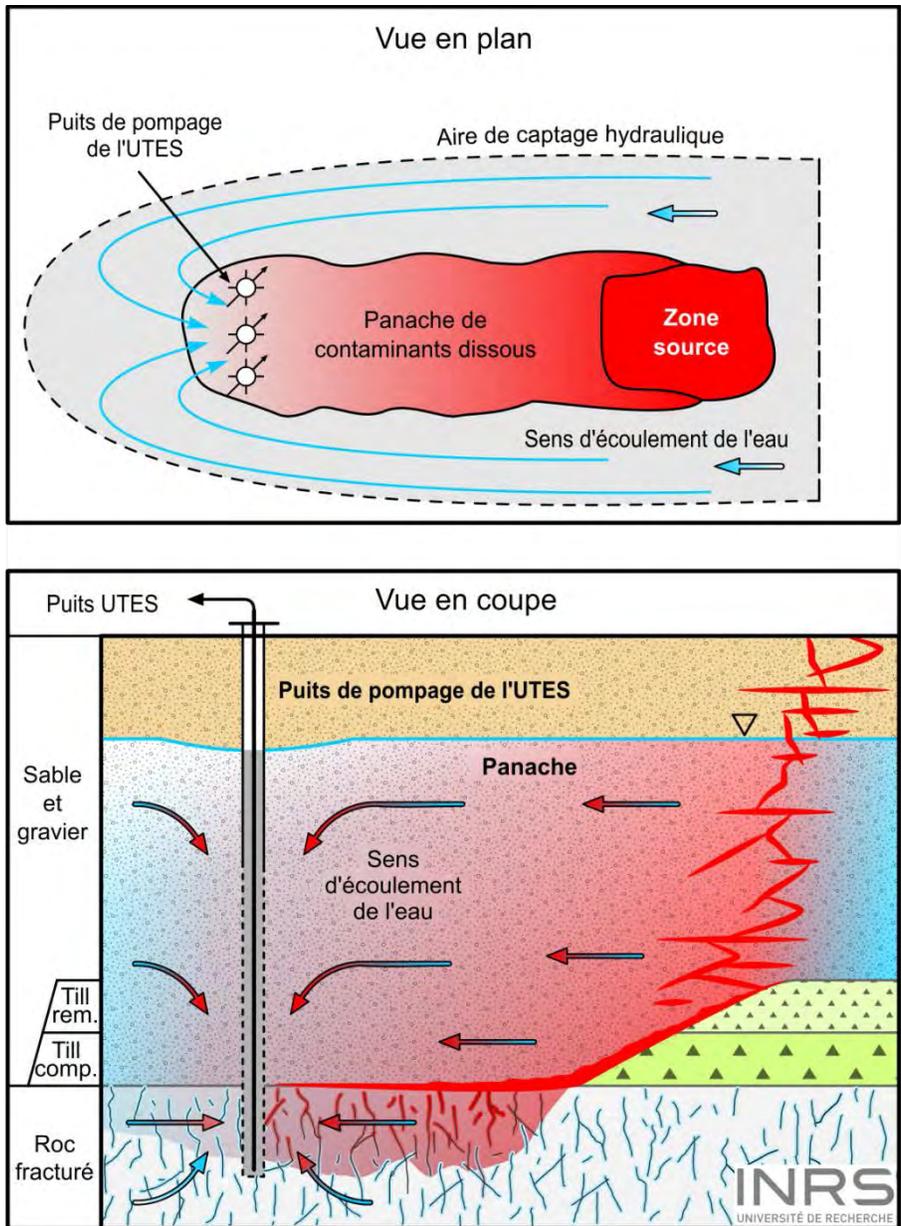


Figure 12 : Modèle conceptuel du confinement hydraulique au site des anciennes lagunes de Mercier

La conception d'un nouveau système de pompage permettrait de réduire les coûts d'exploitation en limitant le volume d'eau souterraine pompée à traiter tout en maintenant un piège hydraulique efficace. Racine (2005) mettait en évidence la possibilité de mettre au point deux pièges hydrauliques indépendants, le premier installé à proximité de la zone source dans l'aquifère granulaire et le second implanté dans le roc fracturé en aval hydraulique du panache.

L'optimisation des paramètres de pompage que sont le nombre, l'emplacement et la profondeur des puits ainsi que les débits nécessiterait une meilleure caractérisation du site, notamment de la localisation des zones sources dans le roc fracturé et dans l'esker ainsi que du réseau de fracturation dans le roc. De plus, une meilleure localisation des fenêtres dans le till améliorerait la compréhension de l'influence des échanges hydrauliques entre les deux aquifères lors du pompage.

Suivant une caractérisation complémentaire du site, la modélisation numérique prédictive permettrait d'optimiser le système de pompage et traitement en aménageant de nouveaux puits de pompage et en appliquant des débits d'extraction optimisés. La conception d'un système de pompage favoriserait la réduction de l'aire d'alimentation et limiterait ainsi la dilution des contaminants dans l'eau pompée. Le traitement de volumes d'eau plus faibles, mais plus concentrés impliquerait cependant la construction d'une nouvelle usine de traitement. Advenant la mise en place d'un nouveau système de pompage, les deux systèmes de traitement devraient fonctionner simultanément jusqu'à la résorption du panache contaminé localisé entre le système de pompage actuel et celui proposé dans l'aquifère granulaire (Racine, 2005).

3.5 Traitement *ex situ* de l'eau contaminée

3.5.1 Problématique actuelle

Actuellement, la première phase de la chaîne de traitement à l'UTES consiste à mettre l'eau contaminée en contact avec du peroxyde et du sulfate d'aluminium (alun) pour faire précipiter le fer et éclaircir l'eau. L'oxyde de fer est alors récupéré dans une boue qui est éliminée par enfouissement. Les composés volatils présents dans l'eau sont évacués par stripage au moyen d'une tour d'aération avec garnissage. Il y a jadis eu une étape de traitement sur charbon activé, mais les coûts de remplacement étaient prohibitifs pour les avantages qui en étaient tirés.

Les effluents sortant de l'usine sont analysés presque mensuellement et il en ressort, à la suite de l'analyse des résultats de 2016 et 2017, que le procédé de traitement en place n'est pas assez efficace pour traiter, sous les critères en vigueur, la présence de BPC, de 1,4-dioxane et de certains COV tels que le chloroéthène (chlorure de vinyle) et le chlorobenzène.

3.5.2 Procédés pour le traitement de l'eau pompée

Les développements les plus récents pour traiter les eaux contaminées par des composés organiques sont les procédés d'oxydation avancée (POA). Ils ont un potentiel intéressant pour traiter une grande variété de contaminants organiques et inorganiques. Ces procédés reposent sur la production de radicaux libres HO pour minéraliser les contaminants, de sorte que seuls des produits de dégradation facilement biodégradables (ions inorganiques, acides organiques courts, CO₂) demeurent (Kuppusamy *et al.*, 2016).

La revue de littérature a permis de cerner une famille de POA qui montre un potentiel intéressant pour l'amélioration du système de traitement actuel. En effet, plusieurs essais en laboratoire semblent confirmer l'efficacité des procédés à base d'ozone (O₃) pour traiter l'eau souterraine contaminée en COV et en 1,4-dioxane. La combinaison de l'ozone avec un autre oxydant ou un rayonnement ultraviolet (UV) représente les avenues les plus prometteuses. Selon Fischbacher *et al.* (2017), les deux POA à base d'ozone les plus communs reposent sur la réaction de l'ozone avec le peroxyde d'hydrogène (procédé peroxone) et la photolyse de l'ozone avec le rayonnement UV.

Ikehata *et al.* (2016) ont testé en laboratoire quatre combinaisons de procédés d'oxydation avancés (O₃/H₂O₂, O₃/UV, O₃/H₂O₂/UV, et UV/H₂O₂) en utilisant l'eau contaminée provenant du site du « Superfund » de Simpsonville, en Caroline du Sud. Le but de cette étude était de trouver une solution de rechange au processus Fenton qui consomme beaucoup de réactifs chimiques, génère des boues à disposer et offre une performance inégale. Cette étude confirme que la combinaison O₃/UV est la plus efficace pour la dégradation de plusieurs COV et COSV couramment retrouvés dans les eaux souterraines contaminées. Toutefois, l'élimination du 1,4-dioxane a été plus efficace avec la combinaison O₃/H₂O₂.

Andaluri *et al.* (2017) ont quant à eux fait des tests en laboratoire à partir d'eau souterraine provenant d'un site contaminé non identifié aux États-Unis où un système de pompage et traitement similaire à celui de Mercier est en fonction. L'ozonation seule ne s'est pas avérée un traitement adéquat pour enlever le 1,4-dioxane dans l'eau. La combinaison O₃/H₂O₂ (à des pH acide ou neutre) a produit des résultats

encourageants. Par contre, ils ont observé une baisse d'efficacité de l'ordre de 50 % dans les eaux souterraines comparativement aux échantillons d'eau distillée du laboratoire.

D'autres POA tels que l'oxydation électrochimique ne requiert pas l'ajout de produits chimiques. Le traitement par électrooxydation (EO) permet de générer des espèces chimiques réactives grâce à des décharges électriques plutôt que par l'ajout de produits chimiques. L'oxydation électrochimique de composés organiques peut s'effectuer soit exclusivement sur l'électrode (effet direct par la production de radicaux libres HO°), soit par génération *in situ* d'un oxydant en solution (effet indirect par formation H₂S₂O₈, H₂O₂, etc.).

Cette technique a été évaluée pour la dégradation du BTEX, du chlorobenzène et du chlorophénol en utilisant une anode de diamant dopée au bore (Canizares *et al.*, 2003, Liu *et al.*, 2009, Mascia *et al.*, 2011) ainsi que du naphthalène en utilisant une anode de titane/platine (Panizza *et al.*, 2000). Des essais en réacteur utilisant des électrodes de Ti/IrO₂-Ta₂O₅ ont également abouti à la dégradation du 1,4-dioxane en CO₂, en acides organiques et en formes aldéhydes facilement biodégradables (Jasmann *et al.*, 2017).

D'autres recherches démontrent le potentiel de procédés électrochimiques pour stimuler la biodégradation de certains solvants chlorés pour lesquels un traitement biologique en deux étapes, aérobie et anaérobie, est généralement nécessaire. Cette technologie repose sur le transfert direct d'électrons (hydrogène) à partir d'électrodes plutôt que sur l'ajout de donneurs d'électrons solubles pour la biodégradation ou la réduction abiotique des contaminants (Thrash *et al.*, 2008).

Certains POA sont disponibles commercialement. Par exemple, la compagnie californienne APTwater a déposé un brevet pour un système de traitement en ligne « HiPOx » (basé sur le processus peroxone). L'entreprise Sanexen possède le procédé ULTRASOPTION^{MD} qui semble avoir déjà fait ses preuves pour traiter des composés organiques lourds tels que les BPC, les HAP et les pentachlorophénols (PCP).

4. CONCLUSIONS

4.1 Conclusions de la revue de littérature

À l'issue de la revue de littérature présentée dans ce rapport, nous maintenons la conclusion formulée par Lefebvre (2007) selon laquelle des travaux de réhabilitation des zones sources de LID auraient une efficacité mitigée et ne résulteraient qu'à l'enlèvement partiel des contaminants en place. De même, cette revue de littérature a permis de valider que les conclusions de Geofirma (2012) quant à l'excavation partielle des sols contaminés des lagunes demeurent applicables au vu des connaissances actuelles sur le site. Les publications récentes sur les bénéfices de l'enlèvement partiel de LID dans les zones sources appuient cette conclusion. La fraction de LID laissée en place après de tels travaux serait suffisante pour générer un panache d'eau contaminée à un niveau excédant les critères en vigueur. De plus, le phénomène à long terme de rétrodiffusion entre des zones de plus faible perméabilité non traitées vers des zones plus perméables traitées sera important au site en raison de son contexte stratigraphique et de l'âge de la contamination. Ainsi, de tels travaux ne permettraient pas de cesser l'utilisation du système de confinement, qui devrait alors être maintenue à long terme. Cependant, à la suite de travaux de caractérisation complémentaires et de la réalisation d'essais pilotes de traitement *in situ*, des bénéfices environnementaux et économiques pourraient découler de la décontamination partielle du site de Mercier.

Cette conclusion se veut une synthèse des principaux éléments qui permettent une actualisation des conclusions du rapport de Lefebvre (2007).

4.1.1 Caractérisation des zones sources de LID

La détermination des techniques de caractérisation adaptée au cas complexe du site de Mercier est d'une importance capitale pour optimiser le système de contrôle hydraulique dans l'esker et le roc et évaluer le potentiel d'application de méthode de remédiation. De plus, selon les méthodes de réhabilitation envisagées, la caractérisation devrait également permettre d'établir les paramètres physiques, chimiques et biologiques critiques présents au site. En 2015, l'Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) a publié un rapport recensant une centaine de technologies pour effectuer la caractérisation d'un site. Les méthodes de caractérisation les plus récentes applicables au site englobent le forage directionnel, le sondage par enfouissement ainsi que les méthodes géophysiques, hydrauliques et biogéochimiques.

Plus particulièrement, les membranes à interface (MIP, LIF) pourraient être utilisées dans l'aquifère granulaire pour établir la présence de liquides immiscibles et mesurer leurs concentrations relatives tout en minimisant les risques de contamination croisée associés à l'échantillonnage conventionnel des sols.

Les méthodes géophysiques (sismique réflexion et résistivité électrique) ont un fort potentiel pour caractériser avec plus de précision et de façon moins invasive le roc fracturé. La résistivité électrique et le radar géologique pourraient également permettre de déterminer la présence et la saturation en LID.

Les essais de partition de traceur inter-puits permettraient d'évaluer de façon quantitative à semi-quantitative la présence et le degré de saturation de LID au site de Mercier, mais de faibles concentrations de traceurs devraient être utilisées pour éviter l'entraînement de LID en profondeur dans le roc fracturé. La technologie

FLUTE pourrait également être utilisée pour caractériser le roc fracturé à l'intérieur ou à l'extérieur de la zone source.

La définition de la signature isotopique des zones sources et du panache de contaminants au site de Mercier pourrait permettre de définir si certaines zones d'accumulation de LID (petite lagune, grande lagune, roc fracturé) ont une plus grande incidence sur la formation du panache de contaminants et devraient donc être traitées prioritairement. De plus, cette technique permet de cerner certains des processus de dégradation naturellement présents dans le milieu. Aussi, les progrès récents en analyse génomique permettent l'identification de microorganismes ayant des fonctions particulières pouvant favoriser la bioremédiation, tels les déchlorinateurs.

L'acquisition de données de caractérisation complémentaires permettrait d'améliorer le modèle conceptuel du site à partir duquel des maquettes et des modèles numériques pourraient être construits pour : 1) optimiser le système de confinement, 2) repérer des parcelles favorables à la réalisation d'essais pilotes pour évaluer l'applicabilité des méthodes de réhabilitation envisagées, 3) offrir un portrait complet de la situation des parcelles avant et après les essais pilotes pour évaluer l'efficacité des méthodes de réhabilitation testées, 4) estimer la relation entre l'enlèvement de masse en LID et les flux de masse dans le panache, 5) évaluer la mobilité des LID. Plusieurs logiciels disponibles commercialement pourraient être utilisés pour modéliser l'état de la situation au site de Mercier.

4.1.1 Évaluation des bénéfices associés à la réhabilitation partielle d'une zone source

En général, l'objectif de réhabilitation d'un site contaminé consiste à enlever une masse suffisante permettant de rabattre les concentrations sous des valeurs maximales admissibles. La mesure de l'incidence de l'enlèvement de masse de LID dans une zone source sur la réduction des flux de masse de composés de LID dissous dans le panache devrait être l'une des premières étapes de l'évaluation de technologies de traitement des contaminants. Ce type d'évaluation nécessite des études en laboratoire et par modélisation numérique. La réduction du flux massique de LID dépend, entre autres, des conditions hydrogéologiques, de la composition et la distribution des LID ainsi que du type de technologie de traitement déployé. Une partie de la masse initiale de LID dans la zone source reste en place malgré l'application de technologies agressives de traitement *in situ*. Un enlèvement de masse de LID de 90 % dans la zone source est généralement requis pour entraîner une diminution d'un ordre de grandeur des concentrations dans l'eau souterraine. Il est difficile de croire que des travaux de traitement *in situ* réalisés au site permettraient un enlèvement de cet ordre, compte tenu de sa complexité et de la présence du LID dans le roc fracturé. Pour cette raison et considérant l'importance des concentrations mesurées dans le panache, l'incidence de l'enlèvement de masse de LID sur la réduction du flux massique dans l'eau souterraine serait limitée. Par ailleurs, au vu de l'âge de la contamination en place, une fraction des LID en phase dissoute a migré par diffusion dans les couches les moins perméables de l'esker (incluant la fraction immobile de l'eau souterraine), de même que dans la matrice du roc. Ainsi, des effets de rebonds seraient à prévoir dans l'eau souterraine à la suite de travaux de réhabilitation. Pour l'ensemble de ces raisons, la gestion du site de Mercier par pompage et traitement doit être maintenue à long terme. Cependant, des bénéfices environnementaux et économiques peuvent découler de la décontamination, même partielle, des sites contaminés et devraient être pris en considération.

4.1.2 Traitement des zones sources de LID

La revue de la littérature a permis de cerner six familles de technologies de traitement *in situ* qui ont fait et qui continuent de faire l'objet de recherche et de développement depuis 2007, soit la bioremédiation, le traitement thermique (principalement l'ERH et le TCH), l'ISCO, l'ISCR, le lavage des sols et la S/S. Ce recensement n'inclut pas les technologies de pompage de phase libre de LID. En effet, le pompage des accumulations locales ne serait pas suffisant pour avoir un effet important sur le flux de masse en composés dissous dans l'eau souterraine. Toutefois, l'utilisation de ce type de technologies dans un train de technologies ou simultanément à d'autres méthodes de réhabilitation plus agressives demeure envisageable suivant une évaluation des bénéfices à long terme, notamment sur le système de pompage et traitement en place. Les prochains paragraphes concluent sur l'applicabilité des technologies de réhabilitation *in situ* au site de Mercier.

Une distinction importante doit être faite entre les différentes familles de technologies puisque certaines sont principalement orientées vers le traitement de l'eau contaminée dans un panache (bioremédiation, ISCO, ISCR), tandis que d'autres sont mieux adaptées au traitement des LID en phase libre ou résiduelle (lavage des sols, ERH, TCH et certains traitements ISCO). Ces dernières peuvent mobiliser les LID. Cette problématique est particulièrement critique au site de Mercier, car des fenêtres dans le till imperméable peuvent entraîner une migration plus en profondeur des LID dans le roc fracturé. Toutefois, suivant une caractérisation détaillée permettant la détermination d'un contexte favorable (évaluation et mitigation des risques), une application par parcelle de ces technologies de réhabilitation peut être envisagée dans des essais pilotes.

Les technologies de traitement de panaches visent à dégrader les contaminants organiques dissous dans l'eau souterraine en sous-produits non toxiques pour l'environnement. Cependant, la diversité des composés chimiques présents au site de Mercier ainsi que la variabilité des conditions biogéochimiques du milieu sont des facteurs limitants qui pourraient donner lieu à un traitement partiel du panache. Par exemple, les métaux, TCA, BPC sont récalcitrants à l'oxydation chimique et 50 % des composés chimiques présents dans le mélange de contaminants au site ne pourraient pas être traités par ISCR, dont le 1,2-dichloroéthane qui est le solvant chloré le plus abondant dans le panache. Cependant, l'utilisation de ces technologies comme méthodes de traitement en combinaison avec d'autres technologies ou comme méthodes de polissage dans un train de technologies est une avenue prometteuse, notamment pour le traitement du panache dans l'aquifère granulaire. Toutefois, cette approche nécessite l'acquisition d'informations complémentaires sur les conditions biogéochimiques du milieu et des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain avant de procéder à des essais pilotes.

De plus, malgré les récents efforts de recherche, les méthodes nécessitant l'injection de fluides dans la sous-surface (bioremédiation, ISCO, ISCR, lavage des sols, S/S) ne seraient potentiellement pas applicables dans les zones de plus faible perméabilité (till, matrice du roc). En effet, aucune percée majeure n'a été faite dans ce domaine depuis 2007 pour surmonter les défis associés à la présence de contaminants dans des matériaux hétérogènes et fracturés.

Les techniques de solidification/stabilisation *in situ*, bien qu'offrant une avenue prometteuse pour la réduction du flux de masse de contaminants dans le panache de l'aquifère granulaire, comportent des risques encore mal définis de lixiviation à long terme des contaminants suivant la combinaison de facteurs biogéochimiques et physiques (gel, dégel, saturation variable, etc.), notamment pour les contaminants organiques volatils, mais

offrent des perspectives intéressantes lorsque combinées avec des technologies de dégradation des contaminants volatils telles que l'ISCO et l'ISCR.

Les procédés de chauffage par conduction thermique et résistivité électrique semblent favorables au traitement des zones sources de LID hétérogènes et de faible perméabilité ainsi que dans le socle rocheux fracturé. La mise en place de cette technologie fait cependant face à plusieurs défis, dont l'épaisseur de la colonne d'eau, l'atténuation des risques d'étalement latéral et vertical de la contamination à l'extérieur de la zone de traitement dû à la diminution de la viscosité des LID, la distribution uniforme de la chaleur dans le massif rocheux malgré l'hétérogénéité du réseau de fractures, la présence de zones fracturées plus transmissives qui ont le potentiel de refroidir le secteur chauffé en raison d'une plus grande circulation d'eau souterraine et la récupération efficace des composés organiques volatils.

En raison de la complexité du site de Mercier (contexte hydrogéologique, diversité, masse et distribution des contaminants, absence locale de plancher imperméable, etc.) et au vu des plus récents avancements techniques répertoriés, il apparaît évident qu'aucune technologie de réhabilitation ne puisse à elle seule, à l'heure actuelle, permettre la réhabilitation complète du site, ce qui implique le maintien à long terme du système de pompage et traitement. Ce constat est en général partagé dans la communauté scientifique pour les sites contaminés par des LID. Toutefois, une approche de recherche intégrée pour la remédiation des zones sources de LID (Figure 13) basée sur une application par parcelle des technologies de réhabilitation peut être envisagée dans des essais pilotes suivant une caractérisation détaillée complémentaire permettant la détermination d'un contexte favorable à leur utilisation. Auparavant, des efforts de recherche et développement en laboratoire et sur le terrain portant spécifiquement sur les technologies envisagées sont nécessaires pour vérifier que celles-ci sont applicables au site de Mercier. Ces technologies peuvent être appliquées seules, simultanément ou dans un train de technologies de remédiation *in situ*. L'application par parcelle de technologies de réhabilitation s'inscrit dans les objectifs de réduction du passif environnemental mis de l'avant dans le guide d'intervention du MELCC sur la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2016). Cependant, une modélisation avancée devrait être effectuée pour déterminer les bénéfices d'un traitement partiel de la zone source.

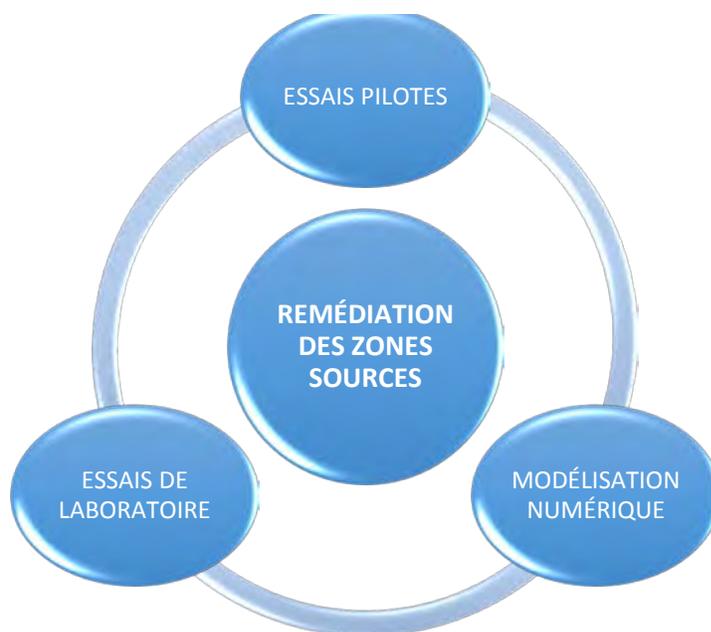


Figure 13. Approche de recherche intégrée pour la remédiation des zones sources de LID au site

4.1.3 Confinement

Comme mentionné précédemment, l'application de techniques de remédiation *in situ* du panache et des zones sources de contaminants n'étant pas envisageable pour des raisons techniques au site de Mercier, le maintien d'un système de confinement est nécessaire. Ce confinement peut être physique ou hydraulique.

Un confinement physique partiel des zones sources dans l'aquifère granulaire pourrait être envisageable, mais ne serait pas applicable pour enclaver l'ensemble de l'esker affecté par les LID en raison de l'épaisseur variable du till qui ne permettrait pas l'ancrage approprié d'une barrière physique. De plus, la présence de fenêtres dans le till empêcherait un confinement vertical adéquat à la base de l'esker. Par ailleurs, une incertitude demeure quant à la diffusion des LID à long terme au travers des murs imperméables et la mise en place d'un système de pompage à faible débit au sein de l'enclave serait requise. Ainsi, l'isolation partielle de la zone contaminée dans l'esker ne permettrait pas de mettre fin à l'utilisation du système de pompage et traitement du site de Mercier.

Toutefois, les techniques de confinement physique peuvent s'avérer des outils utiles lors de la réalisation d'essais pilotes. Après une caractérisation complémentaire détaillée, des enceintes de confinement pourraient être mises en place dans les secteurs de l'aquifère granulaire où l'épaisseur de till imperméable est suffisante pour permettre un ancrage efficace des barrières de confinement et prévenir la migration de LID en aval.

Suivant une caractérisation complémentaire du site et le développement de modèles numériques adaptés, un nouveau système de confinement hydraulique par pompage mieux adapté pourrait être mis au point pour réduire les coûts d'exploitation tout en maintenant un piège hydraulique efficace. Le traitement de volumes d'eau plus faibles, mais plus concentrés impliquerait cependant la construction d'une nouvelle usine de traitement.

4.1.4 Traitement *ex situ* de l'eau contaminée

La revue de littérature indique que des technologies prometteuses ont émergé depuis la mise en place de l'UTES. Les procédés d'oxydation avancée ont un potentiel intéressant pour traiter une grande variété de contaminants organiques et inorganiques. Étant donné que certains de ces procédés sont disponibles commercialement, une mise à jour de la chaîne des procédés de traitement apparaît possible et techniquement très intéressante.

5. INFORMATIONS UTILES

CARACTÉRISATION				
A	ITRC, 2015	Descriptions détaillées des outils de caractérisation des zones sources de LID	https://www.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/	p. 179-271
MODÉLISATION				
B	ITRC, 2011	Modèles utilisés en environnement pour développer des modèles conceptuels de contamination	https://www.itrcweb.org/guidance/documents/integrateddnaplstrategy_idssdoc/idss-1.pdf	p. 95
TRAIN DE TECHNOLOGIES DE REMÉDIATION				
B	ITRC, 2011	Table de compatibilité des technologies de remédiation	https://www.itrcweb.org/guidance/documents/integrateddnaplstrategy_idssdoc/idss-1.pdf	p. 55-57
BIOREMÉDIATION				
D	Stroo et coll., 2014	Pourcentage de sites utilisant différentes technologies de traitement <i>in situ</i>	https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4614-6922-3_12.pdf	p. 396
E	Stroo et coll., 2014	Conditions du site affectant l'efficacité de la bioremédiation <i>in situ</i> des solvants	https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4614-6922-3_12.pdf	p. 399
F	ITRC, 2008	Conditions du site affectant l'efficacité de la bioremédiation <i>in situ</i> des solvants chlorés	https://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/bioDNPL_Docs/BioDNAPL3.pdf	p. 23-24
G	ITRC, 2008	Substrats utilisés pour améliorer la bioremédiation anaérobie	https://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/bioDNPL_Docs/BioDNAPL3.pdf	p. 36
H	USACE, 2013	Conditions du site affectant l'efficacité de l'Air-Sparging <i>in situ</i>	http://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_200-1-19.pdf?ver=2014-01-06-104233-540	p. 2-24
ENLÈVEMENT À LA SOURCE				
I	David et coll., 2012	Relation entre la réduction de masse à la source et la diminution des concentrations en contaminant du panache pour différentes technologies de remédiation	http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a559153.pdf	p 41
J	David et coll., 2012	Enlèvement à la source atteint pour différentes technologies	http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a559153.pdf	p 43

ÉTUDES DE CAS – LISTE DE RAPPORTS PERTINENTS (DEPUIS 2007)

ITRC (2008). *In situ* bioremediation of Chlorinated Solvent.

USEPA (2009). DNAPL Remediation: Selected Projects Where Regulatory Closure Goals Have Been Achieved.

USEPA (2009). Technology Performance Review: Selecting and Using Solification/Stabilization Treatment for Site Remediation.

Kingston et coll. (2010). Critical Evaluation of State-of-the-Art *In Situ* Thermal Treatment Technologies for DNAPL Source Zone Treatment.

Ryan, S. (2010). Dense Non Aqueous Phase Liquid Cleanup: Accomplishment at Twelve NPL Sites.

ITRC (2011). Integrated DNAPL Site Strategy.

David et coll. (2012). Development of a Protocol and a Screening Tool for Selection of DNAPL Source Area Remediation.

Baker et coll. (2016). How effective is Thermal Remediation of DNAPL Source Zones in Reducing Groundwater Concentrations.

OUTILS DE CARACTÉRISATION POUR LA DÉFINITION DES PARAMÈTRES GÉOLOGIQUES DU SITE
(Adapté de ITRC, 2015)

	Data Quality	Sub surface		Zones		Geology										
		Bedrock	Unconsolidated	Unsaturated	Saturated	Lithology	Lithology Contacts	Porosity	Permeability	Dual Permeability	Faults	Fractures	Fracture Density	Fracture sets	Rock Competence	Mineralogy
GÉOPHYSIQUE																
Surface Geophysics																
Ground Penetrating Radar (GPR)	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
High Resolution Seismic Reflection (2D or 3D)	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Seismic Refraction	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Multi-Channel Analyses of Surface Waves (MASW)	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Electrical Resistivity Tomography (ERT)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓											
Very Low Frequency (VLF)	QL	✓	✓	✓	✓											
ElectroMagnetic (EM) Conductivity	QL	✓	✓	✓	✓											
Downhole Testing																
Magnetometric Resistivity	QL	✓	✓	✓	✓											
Induction Resistivity (Conductivity Logging)	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Resistivity (Elog)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓											
GPR Cross-Well Tomography	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Optical Televiwer	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Acoustic Televiwer	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Natural Gamma Log	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Neutron (porosity) Logging	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Nuclear Magnetic Resonance Logging	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Video Log	QL - SQ	✓	✓	✓	✓											
Calliper Log	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Full Wave Form Seismic	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
HYDRAULIC TESTING																
Single well tests																
Packer Testing	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
FLUTE™ Profiling	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Borehole Dilution	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Flow Metering	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Pumping and Recovery Tests	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Slug Tests	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Constant Head Step Test	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Cross Borehole Testing																
Tracer testing	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Hydraulic Tomography	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Flow Metering	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Pumping and Recovery Tests	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
Slug Tests	Q - SQ	✓	✓	✓	✓											
SOIL MEDIA SAMPLING AND METHOD ANALYSIS																
Solid Media Sampling Methods																
Split Spoon Sampler	Q - QL		✓	✓	✓											
Single Tube Solid Barrel Sampler	Q - QL		✓	✓	✓											
Dual Tube Sampler	Q - QL		✓	✓	✓											
Rock Coring	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Solid Media Evaluation and Testing Methods																
Core Logging	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Percent Recovery/Rock Quality Designation	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Geochemical Composition and Mineralogy	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
Physical Properties	Q - QL	✓	✓	✓	✓											
DIRECT PUSH LOGGING (IN-SITU)																
Hydraulic Profiling Tool (HPT)	QL - SQ		✓	✓	✓											
Electrical Conductivity (EC) Logging	QL		✓	✓	✓											
Cone Penetrometer Testing (CPT & CPTu)	Q - SQ		✓	✓	✓											
Hydrosparge (CPT)	Q - SQ		✓	✓	✓											
CPT In-Situ Video Camera	SQ - Q		✓	✓	✓											
Discrete Groundwater Sampling & Profiling																
Hydraulic Profiling Tool _ Groundwater Sampler (HPT-GWS)*	Q - QL		✓		✓											
Stable Isotope and Environmental Tracers																
Radioactive tracers	Q	✓	✓	✓	✓											
Anthropogenic chemical tracers	SQ	✓	✓	✓	✓											

Légende : Q = quantitative, SQ = semi-quantitative, QL = qualitative

OUTILS DE CARACTÉRISATION POUR LA DÉFINITION DES PARAMÈTRES HYDROGÉOLOGIQUES DU SITE
(Adapté de l'ITRC, 2015)

Tool	Data Quality	Sub surface		Zones		Hydrogeology							
		Bedrock	Unconsolidated	Unsaturated	Saturated	Open Hole Flow	Ambient Flow	Groundwater Age	Fracture Aperture	Fracture Connectivity	Hydraulic Conductivity	Hydraulic Head	Borehole Condition
GEOPHYSIC													
Surface Geophysics													
Electrical Resistivity Tomography (ERT)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓								
Downhole Testing													
Optical Televiwer	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Acoustic Televiwer	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Nuclear Magnetic Resonance Logging	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Video Log	QL - SQ	✓	✓	✓	✓								
Caliper Log	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Temperature Profiling	Q - QL	✓	✓		✓								
Full Wave Form Seismic	Q - QL	✓	✓		✓								
HYDRAULIC TESTING													
Single well tests													
Packer Testing	Q - SQ	✓	✓		✓								
FLUTE™ Profiling	Q - SQ	✓	✓		✓								
Borehole Dilution	Q - SQ	✓	✓		✓								
Flow Metering	Q - SQ	✓	✓		✓								
Pumping and Recovery Tests	Q - SQ	✓	✓		✓								
Slug Tests	Q - SQ	✓	✓		✓								
Constant Head Step Test	Q - SQ	✓	✓		✓								
Cross Borehole Testing													
Tracer testing	Q - SQ	✓	✓		✓								
Hydraulic Tomography	Q - SQ	✓	✓		✓								
Flow Metering	Q - SQ	✓	✓		✓								
Pumping and Recovery Tests	Q - SQ	✓	✓		✓								
Slug Tests	Q - SQ	✓	✓		✓								
SOLID MEDIA SAMPLING AND METHID ANALYSIS													
Solid Media Evaluation and Testing Methods													
Core Logging	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Percent Recovery/Rock Quality Designation	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
Physical Properties	Q - QL	✓	✓	✓	✓								
DIRECT-PUSH LOGGING (IN SITU)													
Hydraulic Profiling Tool (HPT)	QL - SQ		✓	✓	✓								
Electrical Conductivity (EC) Logging	QL		✓	✓	✓								
Cone Penetrometer Testing (CPT & CPTu)	Q - SQ		✓	✓	✓								
Discrete Groundwater Sampling & Profiling													
Screen Point (SP) 22 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓								
Screen Point (SP) 16 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓								
Hydraulic Profiling Tool _ Groundwater Sampler (HPT)	Q - QL		✓		✓								
Waterloo Advanced Profiling System (Waterloo APS)	Q - QL		✓		✓								
Passive Flux Meter (emerging)	QL	✓	✓		✓								
Multilevel sampling													
Westbay	Q	✓	✓		✓								
Solinist	Q	✓	✓		✓								
Fact Systems (FLUTE)	Q - SQ	✓	✓		✓								
CMT (Continuous Multichannel Tubing)	Q	✓	✓		✓								
CHEMICAL SCREENING													
Background Fluorescence	QL - SQ	✓	✓	✓	✓								
ENVIRONMENTAL MOLECULAR DIAGNOSTIC													
Stable Isotope and Environmental Tracers													
Stable Isotope	QL	✓	✓	✓	✓								
Radioactive tracers	Q	✓	✓	✓	✓								
Anthropogenic chemical tracers	SQ	✓	✓		✓								

Légende : Q = quantitative, SQ = semi-quantitative, QL = qualitative

OUTILS DE CARACTÉRISATION POUR LA DÉFINITION DES PARAMÈTRES DE CHIMIE GÉNÉRALE DU SITE
(Adapté d'ITRC, 2015)

Tool	Data Quality	Sub surface		Zones		Chemistry				
		Bedrock	Unconsolidated	Unsaturated	Saturated	Groundwater		Solid Media		
						Geochemistry	Microbial Community	Geochemistry	Foc	Microbial Community
GEOPHYSICS										
Surface Geophysics										
Ground Penetrating Radar (GPR)	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Downhole Testing										
Temperature Profiling	Q - QL	✓	✓		✓					
SOLID MEDIA SAMPLING AND ANALYSIS METHOD										
Solid Media Sampling Methods										
Split Spoon Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Single Tube Solid Barrel Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Dual Tube Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Rock Coring	Q - QL	✓			✓					
Solid Media Evaluation and Testing Methods										
Contaminant Analysis	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Geochemical Composition and Mineralogy	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Physical Properties	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Molecular/Microbial Diagnostics	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
DIRECT PUSH LOGGING (IN SITU)										
Electrical Conductivity (EC) Logging	QL		✓	✓	✓					
Discrete Groundwater Sampling & Profiling										
Screen Point (SP) 22 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓					
Screen Point (SP) 16 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓					
Hydraulic Profiling Tool _ Groundwater Sampler (HPT)	Q - QL		✓		✓					
Waterloo Advanced Profiling System (Waterloo APS)	Q - QL		✓		✓					
Straddle packer sampling	Q	✓	✓		✓					
Hydropunch	Q - SQ		✓		✓					
Multilevel sampling										
Westbay	Q	✓	✓		✓					
Solinist	Q	✓	✓		✓					
Fact Systems (FLUTe)	Q - SQ	✓	✓		✓					
CMT (Continuous Multichannel Tubing)	Q	✓	✓		✓					
CHEMICAL SCREENING										
Colorimetric Screening (e.g. ColorTec® AQR)	SQ	✓	✓	✓	✓					
ENVIRONMENTAL MOLECULAR DIAGNOSTIC										
Microbial Diagnostics										
Flourescence In Situ Hybridization (FISH)	QL	✓	✓		✓					
Compound Specific Isotope Analysis (CSIA)	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Enzyme Activity Probes (EAPs)	Q - SQ	✓	✓		✓					
DNA Microarrays	Q - SQ	✓	✓		✓					
Microbial Fingerprinting	QL - SQ	✓	✓		✓					
Polymerase Chain Reaction (PCR)	QL	✓	✓		✓					
Quantitative PCR	Q - SQ	✓	✓		✓					
Stable Isotope Probing (SIP)	QL - SQ	✓	✓		✓					
Stable Isotope and Environmental Tracers										
Stable Isotope	QL	✓	✓		✓					
Radioactive tracers	Q	✓	✓	✓	✓					
Anthropogenic chemical tracers	SQ	✓	✓		✓					
Accumulation tracers	QL	✓	✓		✓					
ON-SITE ANALYTICAL										
Mobile labs	Q - QL	✓	✓	✓	✓					

Légende : Q = quantitative, SQ = semi-quantitative, QL = qualitative

OUTILS DE CARACTÉRISATION POUR LA DÉFINITION DE LA PRÉSENCE DE LID SUR LE SITE
(Adapté d'ITRC, 2015)

Tool	Data Quality	Sub surface		Zones		Chemistry				
		Bedrock	Unconsolidated	Unsaturated	Saturated	Soil Gas	Groundwater	Solidmedia		
						Contaminant Concentration	NAPL Presence	Contaminant Concentration	NAPL Presence	Contaminant Concentration
GEOPHYSICS										
Surface Geophysics										
Ground Penetrating Radar (GPR)	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Electrical Resistivity Tomography (ERT)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
ElectroMagnetic (EM) Conductivity	QL	✓	✓	✓	✓					
Downhole Testing										
Induction Resistivity (Conductivity Logging)	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Resistivity (Elog)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
GPR Cross-Well Tomography	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Video Log	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Temperature Profiling	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Hydraulic Testing										
Single well tests										
Partitioning Interwell Tracer Test (PITT)	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Vapor and Soil Gas Sampling										
Passive soil gas surveys	SQ	✓	✓	✓	✓					
Active soil gas surveys	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Solid Media Sampling and Analysis Methods										
Solid Media Sampling Methods										
Split Spoon Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Single Tube Solid Barrel Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Dual Tube Sampler	Q - QL		✓	✓	✓					
Rock Coring	Q - QL	✓								
Solid Media Evaluation and Testing Methods										
Contaminant Analysis	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Molecular/Microbial Diagnostics	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Direct Push Logging (In-Situ)										
Laser Induced Fluorescence (LIF)	SQ		✓	✓	✓					
Membrane Interface Probe (MIP)	QL - SQ		✓	✓	✓					
Hydrosparge (CPT)	Q - SQ		✓	✓	✓					
Raman Spectroscopy	Q - SQ		✓	✓	✓					
Targost®	Q		✓	✓	✓					
Dye LIF	SQ		✓	✓	✓					
Discrete Groundwater Sampling & Profiling										
Screen Point (SP) 22 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓					
Screen Point (SP) 16 Groundwater Sampling Tool	Q - QL		✓		✓					
Hydraulic Profiling Tool - Groundwater Sampler (HPT)	Q - QL		✓		✓					
Waterloo Advanced Profiling System (Waterloo APS)	Q - QL		✓		✓					
Grab well water sampler (SNAP, Hydrasleeve)	Q - SQ	✓	✓		✓					
Accumulative Sorbent Sampler (SPMD, Gore Module)	QL - SQ	✓	✓		✓					
Membrane Diffusion Samplers	QL - SQ	✓	✓		✓					
FACT Flute™	Q	✓	✓		✓					
Straddle packer sampling	Q	✓	✓		✓					
Passive Flux Meter (emerging)	Q	✓	✓		✓					
Hydropunch	Q - SQ	✓	✓		✓					
ZONFLO-Hydraulic sampling system	Q	✓	✓		✓					
Multilevel sampling										
Westbay	Q	✓	✓		✓					
Solinist	Q	✓	✓		✓					
Fact Systems (FLUTE)	Q - SQ	✓	✓		✓					
CMT (Continuous Multichannel Tubing)	Q	✓	✓		✓					
DNAPL Presence										
NAPL Flute	QL	✓	✓	✓	✓					
Dye Techniques (e.g. Sudan IV dye, Red Oil, DNAPL Ultra-violet (UV) fluorescence)	QL	✓	✓	✓	✓					
NAPL Interface Probe	QL	✓	✓	✓	✓					
Chemical Screening										
Membrane Interface Probe (MIP)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Background Fluorescence	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Colorimetric Screening (e.g. ColorTec® AQR)	SQ	✓	✓	✓	✓					
Direct Sampling Ion trap Mass Spectrometer	Q	✓	✓	✓	✓					
Organic Vapor Analyzer (OVA), e.g. Photo Ionization	SQ		✓	✓	✓					
Environmental Molecular Diagnostics										
Microbial Diagnostics										
Fluorescence In Situ Hybridization (FISH)	QL	✓	✓	✓	✓					
Compound Specific Isotope Analysis (CSIA)	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Enzyme Activity Probes (EAPs)	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
DNA Microarrays	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Microbial Fingerprinting	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Polymerase Chain Reaction (PCR)	QL	✓	✓	✓	✓					
Quantitative PCR	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Stable Isotope Probing (SIP)	QL - SQ	✓	✓	✓	✓					
Stable Isotope and Environmental Tracers										
Stable Isotope	QL	✓	✓	✓	✓					
Accumulation tracers	QL	✓	✓	✓	✓					
On-site Analytical										
Mobile labs	Q - QL	✓	✓	✓	✓					
Portable Gas Chromatograph	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					
Portable Gas Chromatograph / Mass Spectrometer	Q - SQ	✓	✓	✓	✓					

Légende : Q = quantitative, SQ = semi-quantitative, QL = qualitative

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abriola L, Christ J, Pennell K & Ramsburg C (2012) Source remediation challenges. *Delivery and Mixing in the Subsurface*, Springer. p 239-276.
- Aghasi A, Mendoza-Sanchez I, Abriola L & Miller EL (2012) Joint electrical and hydrological inversion for reconstruction of subsurface contaminant source zones. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*. p 7059-7062.
- Ahn JY, Kim C, Kim HS, Hwang KY & Hwang I (2016) Effects of oxidants on in situ treatment of a DNAPL source by nanoscale zero-valent iron: A field study. *Water Research* 107:57-65.
- Andaluri G & Suri R (2017) Removal of 1, 4-Dioxane and Volatile Organic Compounds from Groundwater Using Ozone-Based Advanced Oxidation Process. *Ozone: Science & Engineering* 10.1080/01919512.2017.1327802:1-12.
- Athmer CJ (2014) Use of Large-Scale Electrokinetic and ZVI Treatment for Chlorinated Solvent Remediation at an Active Industrial Facility. *Remediation* 24(4):41-51.
- Aulenta F, Canosa A, Leccese M, Papini MP, Majone M & Viottit P (2007) Field study of in situ anaerobic bioremediation of a chlorinated solvent source zone. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 46(21):6812-6819.
- Baker RS, Nielsen SG, Heron G & Ploug N (2016) How Effective Is Thermal Remediation of DNAPL Source Zones in Reducing Groundwater Concentrations? *Groundwater Monitoring and Remediation* 36(1):38-53.
- BAPE (1994) Restauration du lieu contaminé de Mercier. . Édité L'environnement BDaPS), p 222.
- Bates E & Hills C (2015) Stabilization and Solidification of Contaminated Soil and Waste: A Manual of Practice. Édité Media H).
- Beaulieu M (2016) Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), p 210.
- Becvar E, Evans P, Lebron C, Stroo H, Wilson J & Wymore R (2008) Workshop on In Situ Biogeochemical Transformation of Chlorinated Solvents. (CAMP DRESSER AND MCKEE INC DENVER CO).
- Borden R (2012) Development of Design Tools for Planning Aqueous Amendment Injection Systems (ESTCP Project ER-200626). *Environmental Security Technology Certification Program, Arlington, VA*.
- Broholm MM, Janniche GS, Mosthaf K, Fjordboge AS, Binning PJ, Christensen AG, Grosen B, Jorgensen TH, Keller C, Wealthall G & Kern-Jespersen H (2016) Characterization of chlorinated solvent contamination in limestone using innovative FLUTE (R) technologies in combination with other methods in a line of evidence approach. *Journal of Contaminant Hydrology* 189:68-85.
- Brooks MC, Wood AL, Annable MD, Hatfield K, Cho J, Holbert C, Rao PSC, Enfield CG, Lynch K & Smith RE (2008) Changes in contaminant mass discharge from DNAPL source mass depletion: Evaluation at two field sites. *Journal of Contaminant Hydrology* 102(1-2):140-153.
- Brusseau ML (2013) Use of Historical Pump-and-Treat Data to Enhance Site Characterization and Remediation Performance Assessment. *Water Air and Soil Pollution* 224(10).
- Brusseau ML, Nelson NT, Zhang Z, Blue JE, Rohrer J & Allen T (2007) Source-zone characterization of a chlorinated-solvent contaminated Superfund site in Tucson, AZ. *Journal of Contaminant Hydrology* 90(1-2):21-40.
- Cai ZS, Wilson RD & Lerner DN (2012) Assessing TCE Source Bioremediation by Geostatistical Analysis of a Flux Fence. *Ground Water* 50(6):908-917.
- Cameron-Clarke IS, Duthe DM, Pienaar M, Hunkeler D & Lieberman MT (2009) Enhanced in situ bioremediation trials for a mixed-contaminant plume in a fractured rock aquifer, South Africa. *In Situ and On-Site Bioremediation-2009: Proceedings of the 10th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*.
- Canizares P, Garcia-Gomez J, Saez C & Rodrigo M (2003) Electrochemical oxidation of several chlorophenols on diamond electrodes Part I. Reaction mechanism. *Journal of Applied Electrochemistry* 33(10):917-927.
- Carey GR, McBean EA & Feenstra S (2014) DNAPL Source Depletion: 2. Attainable Goals and Cost-Benefit Analyses. *Remediation* 24(4):79-106.

- Cassidy DP, Srivastava VJ, Dombrowski FJ & Lingle JW (2015) Combining in situ chemical oxidation, stabilization, and anaerobic bioremediation in a single application to reduce contaminant mass and leachability in soil. *Journal of Hazardous Materials* 297:347-355.
- Chambers JE, Wilkinson PB, Wealthall GP, Loke MH, Dearden R, Wilson R, Allen D & Ogilvy RD (2010) Hydrogeophysical imaging of deposit heterogeneity and groundwater chemistry changes during DNAPL source zone bioremediation. *Journal of Contaminant Hydrology* 118(1-2):43-61.
- Cohen R & Mercer J (1993) DNAPL Site Investigation. *CK Smoley, Boca Raton, Florida*.
- Conrad SH, Glass RJ & Peplinski WJ (2002) Bench-scale visualization of DNAPL remediation processes in analog heterogeneous aquifers: surfactant floods and in situ oxidation using permanganate. *Journal of Contaminant Hydrology* 58(1-2):13-49.
- E. Crane R, Cassidy D & Srivastava V (2014) Activated Carbon Preconditioning to Reduce Contaminant Leaching in Cement-Based Stabilization of Soils. *Journal of Environmental Engineering* 140(10):04014032.
- EPRI (2003) Evaluation of the effectiveness on in-situ solidification/stabilization at the Columbus, Georgia manufacturing gas plant site. (Electric Power Research Institute, Palo Alto, California).
- EPRI (2009) An integrated approach to evaluating in-situ solidification/stabilization of coal tar impacted soils. (Electric Power Institute, Palo Alto, California).
- Fischbacher A, Lutze HV & Schmidt TC (2017) Ozone/H₂O₂ and ozone/UV processes. *Advanced Oxidation Processes for Water Treatment: Fundamentals and Applications*. p 163.
- Fjordboge AS, Riis C, Christensen AG & Kjeldsen P (2012) ZVI-Clay remediation of a chlorinated solvent source zone, Skuldelev, Denmark: 1. Site description and contaminant source mass reduction. *Journal of Contaminant Hydrology* 140-141:56-66.
- Geofirma (2012) Critical review of Groupe ABS' preliminary feasibility study for remediation of the former Mercier lagoons and supplemental information on in situ solidification and stabilization.), p 24.
- Geosyntec (2004) Assessing the feasibility of DNAPL source zone remediation: Review of case studies. Édit Center ESPort Hueneme, California).
- Goode DJ, Imbrigiotta TE & Lacombe PJ (2014) High-resolution delineation of chlorinated volatile organic compounds in a dipping, fractured mudstone: depth- and strata-dependent spatial variability from rock-core sampling. *Journal of Contaminant Hydrology* 171:1-11.
- Gustafson E, Streger S & Schaefer C (2007) Laboratory- and field-scale biostimulation of chlorinated ethanes. *Battelle Press - 9th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium 2007*.
- Heiderscheidt JL, Crimi M, Siegrist RL & Singletary MA (2008) Optimization of Full-Scale Permanganate ISCO System Operation: Laboratory and Numerical Studies. *Ground Water Monitoring and Remediation* 28(4):72-84.
- Heron G, Lachance J & Baker R (2013) Removal of PCE DNAPL from tight clays using in situ thermal desorption. *Groundwater Monitoring and Remediation* 33(4):31-43.
- Hitchens B & Williams S (2009) Bioremediation of potential chlorinated solvent DNAPL through passive aggression. *In Situ and On-Site Bioremediation-2009: Proceedings of the 10th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*.
- Ikehata K, Wang-Staley L, Qu X & Li Y (2016) Treatment of Groundwater Contaminated with 1,4-Dioxane, Tetrahydrofuran, and Chlorinated Volatile Organic Compounds Using Advanced Oxidation Processes. *Ozone: Science & Engineering* 38(6):413-424.
- Illman WA, Berg SJ, Liu X & Massi A (2010) Hydraulic/partitioning tracer tomography for DNAPL source zone characterization: Small-scale sandbox experiments. *Environmental Science and Technology* 44(22):8609-8614.
- ITRC (2008) In Situ Bioremediation of Chlorinated Ethene: DNAPL Source Zones. (Interstate Technology & Regulatory Council, Washington, D.C.).
- ITRC (2011a) Development of Performance Specifications for Solidification/Stabilization. Washington), p 162.
- ITRC (2011b) Integrated DNAPL Site Strategy. (Interstate Technology & Regulatory Council, Washington, D.C.).

- ITRC (2015) Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection. in *Guidance Document* (The Interstate Technology & Regulatory Council).
- Jasmann JR, Gedalanga PB, Borch T, Mahendra S & Blotevogel J (2017) Synergistic Treatment of Mixed 1,4-Dioxane and Chlorinated Solvent Contaminations by Coupling Electrochemical Oxidation with Aerobic Biodegradation. *Environmental Science & Technology* 51(21):12619-12629.
- Johnson R, Tratnyek P, Sleep B & Krol M (2011) In Situ Thermal Remediation of DNAPL Source Zones. (OREGON HEALTH AND SCIENCE UNIV PORTLAND).
- Johnson RH & Poeter EP (2007) Insights into the use of time-lapse GPR data as observations for inverse multiphase flow simulations of DNAPL migration. *Journal of contaminant hydrology* 89(1-2):136-155.
- Kingston JT, Dahlen PR, Johnson PC, Foote E & Williams S (2010) Critical evaluation of state-of-the-art in situ thermal treatment technologies for DNAPL source zone treatment. (ENVIRONMENTAL SECURITY TECHNOLOGY CERTIFICATION PROGRAM OFFICE (DOD) ARLINGTON VA).
- Kocur CMD, Lomheim L, Molenda O, Weber KP, Austrins LM, Sleep BE, Boparai HK, Edwards EA & O'Carroll DM (2016) Long-Term Field Study of Microbial Community and Dechlorinating Activity Following Carboxymethyl Cellulose-Stabilized Nanoscale Zero-Valent Iron Injection. *Environmental Science & Technology* 50(14):7658-7670.
- Krembs FJ, Siegrist RL, Crimi ML, Furrer RF & Petri BG (2010) ISCO for groundwater remediation: Analysis of field applications and performance. *Ground Water Monitoring and Remediation* 30(4):42-53.
- Kuppusamy S, Palanisami T, Megharaj M, Venkateswarlu K & Naidu R (2016) Ex-Situ Remediation Technologies for Environmental Pollutants: A Critical Perspective. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 236*, De Voogt P (Édit.) Springer International Publishing, Cham 10.1007/978-3-319-20013-2_2. p 117-192.
- Lee MH, Weidhaas J, Macbeth T, Swift D & Rothermel JS (2009) Fluorescent in situ hybridization (FISH) techniques for remediation. In *In Situ and On-Site Bioremediation-2009: Proceedings of the 10th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*.
- Lefebvre R (2007) Contexte hydrogéologique et potentiel de réhabilitation du site des anciennes lagunes de Ville Mercier, Québec, Canada. (Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement), p 66.
- Lerner D, Kueper B, Wealthall G, Smith J & Leharne S (2003) An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface.
- Leven C, Weiss H, Vienken T & Dietrich P (2011) Direct Push technologies-an efficient investigation method for subsurface characterization. *Grundwasser* 16(4):221-234.
- Liang C & Lee IL (2008) In situ iron activated persulfate oxidative fluid sparging treatment of TCE contamination - A proof of concept study. *Journal of Contaminant Hydrology* 100(3-4):91-100.
- Lieberman SH (2007) Direct Push Chemical Sensors for DNAPL. (Environmental Security Technology Certification Program).
- Liles DS (2009) Treatment of Chlorinated Hydrocarbon Contaminated Groundwater with Injectable Nanoscale Bimetallic Particles. (ARCADIS DURHAM NC).
- Liu L, Zhao G, Wu M, Lei Y & Geng R (2009) Electrochemical degradation of chlorobenzene on boron-doped diamond and platinum electrodes. *Journal of hazardous materials* 168(1):179-186.
- Longpré-Girard M, Martel R, Robert T, Lefebvre R & Lauzon J-M (2016) 2D sandbox experiments of surfactant foams for mobility control and enhanced LNAPL recovery in layered soils. *Journal of Contaminant Hydrology* 193:63-73.
- Lubrecht MD (2012) Horizontal Directional Drilling: A Green and Sustainable Technology for Site Remediation. *Environmental Science & Technology* 46(5):2484-2489.
- Maire J, Coyer A & Fatin-Rouge N (2015) Surfactant foam technology for in situ removal of heavy chlorinated compounds-DNAPLs. *Journal of Hazardous Materials* 299:630-638.

- Maire J, Joubert A, Kaifas D, Invernizzi T, Marduel J, Colombano S, Cazaux D, Marion C, Klein PY, Dumestre A & Fatin-Rouge N (2018) Assessment of flushing methods for the removal of heavy chlorinated compounds DNAPL in an alluvial aquifer. *Science of the Total Environment* 612:1149-1158.
- Major D, Lebron CA, Konzuk J, Kueper BH & Gerhard J (2012) Development of a Protocol and a Screening Tool for Selection of DNAPL Source Area Remediation. (NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND PORT HUENEME CA).
- Mascia M, Vacca A, Polcaro AM, Palmas S & Pozzo AD (2011) Electrochemical treatment of simulated ground water containing MTBE and BTEX with BDD anodes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 86(1):128-137.
- Mateas DJ, Tick GR & Carroll KC (2017) In situ stabilization of NAPL contaminant source-zones as a remediation technique to reduce mass discharge and flux to groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology* 204:40-56.
- McGuire TM, McDade JM & Newell CJ (2006) Performance of DNAPL source depletion technologies at 59 chlorinated solvent-impacted sites. *Groundwater Monitoring & Remediation* 26(1):73-84.
- Molson J (2011) BioNAPL/3D: A 3D Model for Groundwater Flow, and Multi-Component NAPL Dissolution with Dissolved-Phase Advective-Dispersive Transport and Biodegradation in Porous and Fractured Media. User Guide.).
- Moreno-Barbero E, Kim Y, Saenton S & Illangasekare TH (2007) Intermediate-scale investigation of nonaqueous-phase liquid architecture on partitioning tracer test performance. *Vadose Zone Journal* 6(4):725-734.
- Naudet V, Gourry JC, Girard F, Mathieu F & Saada A (2014) 3D electrical resistivity tomography to locate DNAPL contamination around a housing estate. *Near Surface Geophysics* 12(3):351-360.
- Olson MR & Sale TC (2015) Implications of soil mixing for NAPL source zone remediation: Column studies and modeling of field-scale systems. *Journal of Contaminant Hydrology* 177-178:206-219.
- Orlando L & Renzi B (2015) Electrical permittivity and resistivity time lapses of multiphase DNAPLs in a lab test. *Water Resources Research* 51(1):377-389.
- Panizza M, Bocca C & Cerisola G (2000) Electrochemical treatment of wastewater containing polyaromatic organic pollutants. *Water Research* 34(9):2601-2605.
- Pankow JF & Cherry JA (1996) Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior, and remediation.
- Park E & Parker JC (2008) Effects of mass reduction, flow reduction and enhanced biodecay of DNAPL source zones. *Transport in Porous Media* 73(1):95-108.
- Peale JGD, Bakkom E, Lakhwala F, Mueller J & Molin J (2008) TCE plume remediation via ISCR-enhanced bioremediation utilizing EHC[®] and KB-1[®]. *Remediation* 18(4):19-31.
- Phelan TJ, Abriola LM, Gibson JL, Smits KM & Christ JA (2015) Development and application of a screening model for evaluating bioenhanced dissolution in DNAPL source zones. *Journal of Contaminant Hydrology* 183:1-15.
- Portois C (2018) *Comportement de la mousse en milieu poreux pour confiner une source de pollution : potentialités, contraintes et démonstration en site réel*. doctorat (Université Bordeaux 3).(Consulté le 2018-01-11)
- Power C, Gerhard JI, Tsourlos P, Soupios P, Simyrdis K & Karaoulis M (2015) Improved time-lapse electrical resistivity tomography monitoring of dense non-aqueous phase liquids with surface-to-horizontal borehole arrays. *Journal of Applied Geophysics* 112:1-13.
- Putthividhya A & Manajit K (2017) Trichloroethylene-alcohol-water solubility characteristics with implications for partitioning tracer tests at DNAPL-contaminated sites. *Lowland Technology International* 18(4):249-256.
- Putthividhya A & Rodphai S (2013) Use of geostatistical models in DNAPL source zone architecture and dissolution profiles assessment in spatially variable aquifer. *Environmental Earth Sciences* 70(5):1983-1991.
- Racine C (2005) *Étude des alternatives de contrôle des panaches d'eau souterraine contaminée par des liquides immiscibles denses et lengers, Ville-Mercier, Québec, Canada*. (Insitut National de la Recherche Scientifique). 188 p(Consulté le 2005)

- Robert T, Martel R, Conrad SH, Lefebvre R & Gabriel U (2006) Visualization of TCE recovery mechanisms using surfactant–polymer solutions in a two-dimensional heterogeneous sand model. *Journal of contaminant hydrology* 86(1-2):3-31.
- Robert T, Martel R, Lefebvre R, Lauzon JM & Morin A (2016) Field Tracer Test for the Design of LNAPL Source Zone Surfactant Flushing. *Groundwater Monitoring & Remediation* 36(2):68-82.
- Robinson C & Barry DA (2009a) Design tool for estimation of buffer requirement for enhanced reductive dechlorination of chlorinated solvents in groundwater. *Environmental Modelling and Software* 24(11):1332-1338.
- Robinson C, Barry DA, McCarty PL, Gerhard JI & Kouznetsova I (2009b) pH control for enhanced reductive bioremediation of chlorinated solvent source zones. *Science of the Total Environment* 407(16):4560-4573.
- Rosansky S, Nair D & Condit W (2015) Design considerations for in situ chemical oxidation. in *Technical Memorandum*, Édité Navfac), p 42.
- Russell DJ, Bruneau F & Staron R (2009) Vacuum-enhanced, dual-phase extraction and bioremediation with combined HRC®, HRC-advanced®, and HRC-XTM for remediation of chlorinated hydrocarbons. In *Situ and On-Site Bioremediation-2009: Proceedings of the 10th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*.
- Sahl JW, Munakata-Marr J, Crimi ML & Siegrist RL (2007) Coupling permanganate oxidation with microbial dechlorination. *Water Environment Research* 79(1):5-12.
- Sale T, Kiaalhosseini S, Olson M, Johnson R & Rogers R (2016) Third Generation (3G) Site Characterization: Cryogenic Core Collection and High Throughput Core Analysis-An Addendum to Basic Research Addressing Contaminants in Low Permeability Zones-A State of the Science Review. (Colorado State University Fort Collins United States).
- Sale T & Newell C (2011) A guide for selecting remedies for subsurface releases of chlorinated solvents. (GSI ENVIRONMENTAL INC HOUSTON TX).
- Schaefer C, McCray J, Christensen K, Altman P, Clement P & Torlapati J (2011) DNAPL dissolution in bedrock fractures and fracture networks. (SHAW ENVIRONMENTAL INC LAWRENCEVILLE NJ).
- Schuetz JW, Fiorenza S, Brauner S, Barber W & Lee MD (2009) Bioremediation of chlorinated ethenes in fractured bedrock. In *Situ and On-Site Bioremediation-2009: Proceedings of the 10th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*.
- Sparrenbom CJ, Åkesson S, Johansson S, Hagerberg D & Dahlin T (2017) Investigation of chlorinated solvent pollution with resistivity and induced polarization. *Science of the Total Environment* 575:767-778.
- Srivastava VJ, Hudson JM & Cassidy DP (2016) Achieving synergy between chemical oxidation and stabilization in a contaminated soil. *Chemosphere* 154:590-598.
- Stroo HF, Leeson A, Marqusee JA, Johnson PC, Ward CH, Kavanaugh MC, Sale TC, Newell CJ, Pennell KD & Lebrón CA (2012) Chlorinated ethene source remediation: Lessons learned. (ACS Publications).
- Stroo HF, Unger M, Ward CH, Kavanaugh MC, Vogel C, Leeson A, Marqusee JA & Smith BP (2003) Peer reviewed: Remediating chlorinated solvent source zones. (ACS Publications).
- Stroo HF, West MR, Kueper BH, Borden RC, Major DW & Ward CH (2014) In situ bioremediation of chlorinated ethene source zones. *Chlorinated solvent source zone remediation*, Springer. p 395-457.
- Suchomel EJ & Pennell KD (2006) Reductions in contaminant mass discharge following partial mass removal from DNAPL source zones. *Environmental science & technology* 40(19):6110-6116.
- Sunkara B, Zhan J, He J, McPherson GL, Piringier G & John VT (2010) Nanoscale zerovalent iron supported on uniform carbon microspheres for the in situ remediation of chlorinated hydrocarbons. *ACS Applied Materials and Interfaces* 2(10):2854-2862.
- Thomson NR, Fraser MJ, Lamarche C, Barker JF & Forsey SP (2008) Rebound of a coal tar creosote plume following partial source zone treatment with permanganate. *Journal of Contaminant Hydrology* 102(1-2):154-171.
- Thrash JC & Coates JD (2008) Direct and indirect electrical stimulation of microbial metabolism. *Environmental science & technology* 42(11):3921-3931.

- Trotsky J, Wymore R, Lamar M & Sorenson K (2010) A low-cost, passive approach for bacterial growth and distribution for large-scale implementation of bioaugmentation. (NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND PORT HUENEME CA ENGINEERING SERVICE CENTER).
- Tsai TT, Kao CM, Hong A, Liang SH & Chien HY (2008) Remediation of TCE-contaminated aquifer by an in situ three-stage treatment train system. *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects* 322(1-3):130-137.
- USACE (2014) DESIGN: IN SITU THERMAL REMEDIATION. in *Engineer Manual* (US Army Corps of Engineers).
- USEPA (2008) A guide for assessing identification of organic ground water contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA). (United States Environmental Protection Agency).
- USEPA (2009a) DNAPL Remediation: Selected Projects Where Regulatory Closure Goals Have Been Achieved. in *Status Update*.
- USEPA (2009b) Technology Performance Review: Seleting and Using Solidification/Stabilisation Treatment for Site Remediation. Édit Laboratory NRM (U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268).
- USEPA (2014) In Situ Thermal Treatment Technologies: Lessons Learned. in *Engineering Paper*.
- Wang F, Annable MD, Schaefer CE, Ault TD, Cho J & Jawitz JW (2014a) Enhanced aqueous dissolution of a DNAPL source to characterize the source strength function. *Journal of Contaminant Hydrology* 169:75-89.
- Wang J, Durant N, Tawney I, Elder C, Dworatzek S, Roberts J & Dobson S (2007) Bioaugmentation of a mixed trichloroethene and 1,1,1-trichloroethane DNAPL source area using *Dehalococcoides* and *Dehalobacter* cultures. *Battelle Press - 9th International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium 2007*.
- Wang SY, Yang ZH, Lin JL, Lee TH & Kao CM (2014b) Site characterization and optimization of corrective actions at a chlorinated-solvent spill site. in *Advanced Materials Research*, p 174-177.
- Watts R, Teel A, Brown R & Pac T (2014) Field Demonstration, Optimization, and Rigorous Validation of Peroxygen-Based ISCO for the Remediation of Contaminated Groundwater-CHP Stabilization Protocol. (WASHINGTON STATE UNIV PULLMAN).
- Watts RJ (2011) Enhanced reactant-contaminant contact through the use of persulfate in situ chemical oxidation (ISCO). (WASHINGTON STATE UNIV PULLMAN).
- West MR & Kueper BH (2012) Numerical simulation of DNAPL source zone remediation with in situ chemical oxidation (ISCO). *Advances in Water Resources* 44:126-139.
- Wilson V, Power C, Giannopoulos A, Gerhard J & Grant G (2009) DNAPL mapping by ground penetrating radar examined via numerical simulation. *Journal of Applied Geophysics* 69(3-4):140-149.
- Wood AL, Enfield CG, Espinoza FP, Annable M, Brooks MC, Rao PSC, Sabatini D & Knox R (2005) Design of aquifer remediation systems: (2) Estimating site-specific performance and benefits of partial source removal. *Journal of Contaminant Hydrology* 81(1-4):148-166.
- Yang M, Annable MD & Jawitz JW (2017) Field-scale forward and back diffusion through low-permeability zones. *Journal of Contaminant Hydrology* 202:47-58.
- Zhou YQ & Cardiff M (2017) Oscillatory hydraulic testing as a strategy for NAPL source zone monitoring: Laboratory experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 200:24-34.