SOCIÉTÉ QUÉBÉCOISE DE PHYTOTECHNOLOGIE

LA PHYTOREMÉDIATION

Le 1er juin 2016

Société québécoise de phytotechnologie - info@phytotechno.com
2030, Boul. Pie-IX, bureau 403, Montréal (Québec) H1V 2C8
PHYTOTECHNO.COM

1.0 HISTORIQUE

La révolution industrielle et l'avènement des nouvelles technologies ont été des tournants historiques marquant une intensification de la pollution, à tel point que cela a constitué le début de l'anthropocène, l'ère géologique définie par l'impact de l'humain sur son environnement. La préoccupation pour les sites contaminés est née à la fin des années '70, où l'on a commencé à les considérer comme des bombes à retardement toxiques.[1] Cependant, avant l'avènement d'un contexte politique exigeant la décontamination des terres, les terrains contaminés restaient bien souvent inutilisés en raison du coût prohibitif de la décontamination et du risque que représentait le redéveloppement sur d'anciens sites contaminés.[1] Au tournant des années '80, la découverte d'une décharge industrielle remblayée sous un quartier résidentiel a pressé les autorités québécoises à mieux encadrer la dépollution des terres,[2] et peu après est née la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* (Québec, 1988), revue en 1998 (*Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*; www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/).

Il y aurait quelque 30 000 sites contaminés au Canada.[1-3] Environ 6000 seraient situés au Québec, incluant 2400 sites sous responsabilité gouvernementale. Depuis l'instauration du Système de gestion des terrains contaminés, on a recensé que près de la moitié des sites contaminés inscrits au registre étaient dans les régions de Montréal et de la Montérégie.[2] Seulement à Montréal, ce sont 1600 terrains vacants (ou 5 % de la superficie de l'île) qui sont contaminés.[3] Avec 25 % des terres urbaines contaminées pour l'ensemble du Canada, l'intérêt de la décontamination est né du besoin de redéveloppement de ces terres au coeur des métropoles.[1] Parce que le coût d'une décontamination conventionnelle excède souvent le budget disponible, voire même la valeur du terrain,[4, 5] et parce que les méthodes basées sur l'ingénierie ne sont pas toujours en adéquation avec les principes du développement durable, des alternatives plus vertes et moins coûteuses devenaient nécessaires. Depuis deux décennies, la popularité de la phytoremédiation s'est ainsi accrue auprès des agences gouvernementales et des industries.

2.0 OBJECTIFS

L'objectif général de la présente fiche est de faire découvrir la phytoremédiation comme technique de remédiation à la contamination environnementale. En particulier, nous définirons les fonctions des plantes dans les écosystèmes, les divers types de contamination environnementale ainsi que les divers mécanismes d'action de la phytoremédiation (phytoextraction, phytostabilisation, phytodégradation, phytovolatilisation ou rhizofiltration). Nous aborderons les étapes nécessaires à la planification et à la réalisation de projets de phytoremédiation, ainsi que certains aspects techniques liés à la préparation du site, aux amendements, au choix des végétaux et à leur récolte. Enfin, nous passerons en revue les avantages et limites de la phytoremédiation avant de nous intéresser à divers projets expérimentaux ou appliqués réalisés au Québec.

3.0 FONCTIONS OU SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES PLANTES

La nature fournie plusieurs services essentiels que l'on appelle des services écosystémiques.[6] Les activités humaines peuvent mettre en péril certains de ces services. Les plantes fournissent plusieurs de ces services, et nous pouvons optimiser la délivrance de certains d'entre eux en cultivant les plantes appropriées dans les milieux appropriés. Ainsi la phytoremédiation est un moyen de préserver ou de rétablir certains de ces services :

- Photosynthèse
- Séquestration de carbone
- Production de biomasse
- Production de matières organiques
- Régulation du cycle de l'eau
- Amélioration de la qualité de l'eau
- Réduction de la pollution aérienne et sonore
- Mitigation des îlots de chaleur urbains
- Fourniture de nourriture et d'habitats pour la biodiversité
- Rôle dans la production, la stabilisation et l'extraction des nutriments
- Protection des sols
- Valeur esthétique

4.0 DESCRIPTION DE LA TECHNOLOGIE

Simplement dit, la phytoremédiation c'est l'utilisation des plantes et des microorganismes qui leurs sont associés pour nettoyer l'environnement.[4] C'est donc un ensemble de techniques *in situ* (pouvant être implantées directement sur le site contaminé) misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air.[4] La phytoremédiation est aussi décrite comme une stratégie économique et efficace d'éco-remédiation fonctionnant à l'énergie solaire.[7]

5.0 LA CONTAMINATION

5.1 DÉFINITION D'UN SITE CONTAMINÉ

On utilise le terme friche industrielle (*brownfield* en anglais) pour décrire l'ensemble des sites potentiellement contaminés où ont eu lieu des activités à risque, comme l'enfouissement de déchets, les activités industrielles, militaires ou impliquant des produits pétroliers.[1] Un site contaminé contient une ou plusieurs substances, organiques ou inorganiques, pouvant être nocives pour l'environnement et les êtres vivants.[8] Les analyses de sol, d'eau de surface ou souterraine permettent de déterminer si les niveaux de contamination excèdent les limites réglementaires de divers contaminants.

Selon le Bilan sur la gestion de terrains contaminés (au 31 décembre 2010), 65 % des terrains québécois sont contaminés aux hydrocarbures (C_{10}-C_{50}), 26 % sont contaminés aux hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), métaux traces et métalloïdes, et 23 % le sont avec des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Dans la majorité des cas, la contamination est uniquement de type organique, mais parfois de type mixte avec des inorganiques.[2]

5.2 CARACTÉRISTIQUES DES DIVERS POLLUANTS

5.2.1 CONTAMINANTS ORGANIQUES

Les contaminants organiques sont des produits chimiques complexes, souvent synthétisés et dispersés dans l'environnement.[4, 8] Les déversements accidentels (déversement de pétrole ou de solvants), les activités militaires (explosifs, armes chimiques), agricoles (pesticides ou fertilisants organiques), industrielles (chimique ou pétrochimique), et le traitement du bois (créosote) sont les principales activités responsables de la contamination organique des sols et de l'eau.[4] Parmi les contaminants organiques, on retrouve:

- Solvants
- Huiles
- Produits pétroliers
- Peintures
- Teintures
- Pesticides

Les composés organiques peuvent avoir une vaste gamme de toxicité, aussi variée que leurs structures chimiques. Certains sont reconnus pour leur persistance environnementale, car ils sont réfractaires à la dégradation chimique, biologique ou celle liée aux rayonnements lumineux et ils se bioaccumulent dans la chaîne alimentaire. D'autres sont reconnus pour entraîner diverses formes de toxicité pour les organes essentiels. Par exemple, les teintures pour les textiles sont hautement toxiques pour les organismes aquatiques et les grenouilles.[7] Ils peuvent être allergènes, mutagènes, cancérigènes, neurotoxiques ou perturbateurs endocriniens.[7]

Les contaminants organiques ne sont pas des composants utilisés normalement par les plantes, il n'existe donc pas de transporteurs spécialisés pour leur absorption. Les composants qui ont une certaine aversion pour l'eau (hydrophobes) peuvent pénétrer la membrane cellulaire des racines (faite de lipides) par simple diffusion, en passant de la région la plus concentrée (le sol contaminé) vers la région la moins concentrée (l'intérieur de la racine). Ceux qui ont une trop forte affinité pour les lipides resteront bloqués dans la paroi cellulaire, tandis que ceux qui ont une trop grande affinité pour l'eau ne seront tout simplement pas absorbés.[4] Une fois dans les plantes, les composants organiques peuvent être liés à d'autres molécules (conjugaison) et entreposés ou encore dégradés (par des enzymes).

5.2.2 POLLUANTS INORGANIQUES

Bien que les métaux existent naturellement dans la croûte terrestre, des activités anthropiques comme l'exploitation minière, les activités industrielles et militaires, les centrales thermiques, la circulation de véhicules motorisés, ainsi que l'agriculture favorisent leur dispersion dans l'environnement.[4] Les principaux contaminants inorganiques sont des éléments-traces métalliques ou métalloïdes qui peuvent devenir toxiques pour les plantes, comme pour plusieurs autres êtres vivants, lorsqu'en trop grande concentration dans le sol ou l'eau.

- Fertilisants et éléments traces: Les macronutriments des plantes, comme l'azote et le phosphore, mais aussi une série d'éléments traces essentiels aux plantes (Cr, Cu, Fe, Mn, Mo et Zn) peuvent devenir toxiques en grandes quantités, ou nuire au fonctionnement des écosystèmes, et donc faire l'objet de phytoremédiation.
- Éléments-traces métalliques non-essentiels aux plantes et substances radioactives: Contrairement aux composés organiques, les éléments traces métalliques et métalloïdes (Cd, Hg, Pb, V et W) ne se dégradent pas et peuvent persister dans l'environnement pour une période de temps prolongée.[9] Les radionucléides quant à eux émettent un rayonnement radioactif pendant des dizaines (^{137}Cs, ^{90}Sr), voire des milliards d'années (^{238}U).

L'accumulation de composés inorganiques peut entraîner une toxicité liée à des dommages aux structures cellulaires (stress oxydatif). La toxicité peut aussi être due au fait que certains éléments non essentiels (arsenic), mais similaires aux nutriments essentiels (phosphore), peuvent remplacer ces derniers dans les tissus de la plante. Chez les humains, les éléments-traces métalliques sont associés à la neurotoxicité et à un dysfonctionnement de divers organes. Dans les écosystèmes, ils sont reconnus pour leur bioaccumulation (mercure).

Contrairement aux polluants organiques, les éléments inorganiques sont plutôt transportés activement à l'intérieur des racines des plantes s'ils sont des nutriments, ou s'ils sont chimiquement similaires à certains nutriments. Les plantes peuvent synthétiser des macromolécules organiques (phytosidérophores excrétés par les herbacées pour faciliter l'absorption du Fe, peptides servant à complexer certains éléments) ou des acides organiques (citrate, malate, histidine) pour faciliter l'absorption, le transport, l'entreposage et la tolérance des plantes à ces éléments traces métalliques. Les microorganismes de la rhizosphère peuvent aussi excréter certains composants qui facilitent l'absorption des éléments traces par les plantes.[4]

5.3 MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Au Québec, la réhabilitation des sites contaminés est encore surtout basée sur l'excavation et l'enfouissement des sols contaminés. Malgré une tendance à la baisse, 62 % des activités de décontamination ont utilisé cette méthode en 2010 (année du dernier bilan disponible, Figure 1). Seuls un tiers des sites contaminés ont misé sur la réhabilitation. Les méthodes de réhabilitation les plus populaires sont : (1) la bioventilation, où l'on injecte de l'air dans la zone non-saturée du sol (zone vadose)[10] ou encore l'injection de gaz tels l'hydrogène ou le dioxyde de carbone pour conserver des conditions anaérobiques et (2) les traitements biologiques, où l'on mise sur l'action des microorganismes. On peut classer les méthodes de traitement en fonction de leur principe de fonctionnement physico-chimique, thermique ou biologique :

Physico-chimiques

- Séparation électrocinétique, fracturation, lessivage des sols, extraction vapeur, réduction/ oxydation chimique, solidification/ stabilisation, extraction chimique, déhalogénation ou lavage.
- La majorité de ces projets nécessitent une excavation et un traitement *ex situ*, quoique certains traitements comme l'oxydation chimique (ozone, peroxyde d'hydrogène, permanganate et persulfate de sodium ou potassium), puissent être faits *in situ* pour minimiser les coûts et le transport.
- Dans l'ensemble, ces techniques ont un coût modéré à élevé et elles sont rapides (par exemple 90% d'efficacité de traitement en moins d'un an).[2]

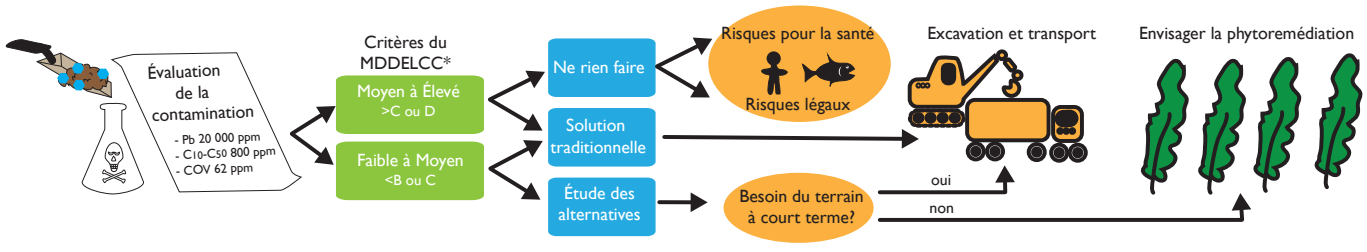
Thermiques

- Résistance électrique, injection de vapeur, vitrification, incinération, pyrolyse, désorption thermique, décontamination des gaz chauds.
- Ces méthodes servent à détruire, isoler ou rendre les contaminants inertes. Elles ont un coût élevé à très élevé en raison des coûts reliés à l'énergie, mais ces méthodes peuvent être très rapides.[2] Pour certains traitements de sols excavés, quelques heures peuvent suffire à la décontamination. Quelques semaines à plusieurs mois peuvent être requis pour les traitements *in situ* (sans excavation).

Biologiques

- Décontamination utilisant les bactéries, champignons (mycorhizes, saprotrophes), levures, enzymes, ou plantes dans des technologies *in situ* (bioventilation, bioremédiation, phytoremédiation, atténuation naturelle contrôlée) ou *ex situ* (biopiles, compostage, bioréacteurs).
- Les systèmes *in situ* sont plus lents.
- On utilise la bioventilation pour les hydrocarbures pétroliers, les solvants non chlorés, quelques pesticides ou d'autres contaminants organiques.[2]
- La bioremédiation, typiquement associée aux microorganismes, est parfois complémentaire à la phytoremédiation, où les plantes jouent un rôle clé.

Les méthodes biologiques peuvent être complémentaires aux méthodes non-biologiques. Par exemple, la décontamination peut miser sur l'excavation des portions de terre plus contaminées et la phytoremédiation pour le polissage.



* *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*

Figure 1

Survol de l'évaluation des sites contaminés et des options d'actions à entreprendre

5.4 DIVERSES TECHNIQUES DE PHYTOREMÉDIATION

Dans la section qui suit, nous décrirons les diverses techniques de phytoremédiation, qui sont basées sur différents principes d'action (extraction, stabilisation, dégradation, volatilisation ou filtration).[11] Même si ces processus ne sont pas mutuellement exclusifs et peuvent opérer simultanément,[4] il convient de bien distinguer leur fonctionnement propre. Par exemple, la phytoremédiation est souvent confondue avec la phytoextraction, mais ces deux termes ne sont pas équivalents comme vous le verrez ci-dessous. Puisque nous n'aborderons pas davantage la filtration de l'air intérieur ou extérieur dans les descriptions qui suivent, mentionnons ici que l'air peut aussi être nettoyé grâce aux plantes (NO_x, SO_2, ozone, CO_2, poussières, suie, hydrocarbures halogénés volatiles).[4]

5.4.1 PHYTOEXTRACTION

Dans la phytoextraction, aussi appellée phytoaccumulation, les plantes retirent du sol les contaminants, comme les éléments-traces métalliques et métalloïdes biodisponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter (Figure 2). C'est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée.[12] Ces technologies peuvent prendre plusieurs années avant que des niveaux satisfaisants de décontamination soient atteints dans le sol.[4] Ce délai n'est pas une contrainte importante pour les sites contaminés laissés en friche pendant des dizaines d'années en attente de décontamination.[13]

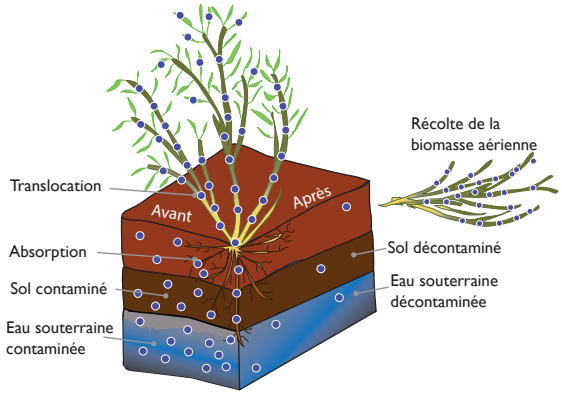


Figure 2
Phytoextraction.

La phytoextraction peut être **améliorée** par l'ajout de chélateurs (par exemple l'EDTA) dans le sol pour faciliter l'absorption des contaminants ou bien être plus **naturelle** (dépendante uniquement des capacités physiologiques ou génétiques des plantes). Pour solubiliser les éléments-traces métalliques, les plantes peuvent acidifier la rhizosphère ou encore sécréter des ligands capables de chélater les ions métalliques.[13] Parfois, les champignons mycorhiziens forment des symbioses avec les racines des plantes et aident à l'absorption des métaux quand les concentrations dans le sol sont faibles, et à l'inverse, peuvent aider les plantes à résister à des niveaux phytotoxiques.[4] Par exemple, des mycorhizes sont impliquées directement dans la séquestration et l'absorption du zinc (élément essentiel) et du cadmium (élément non essentiel) par des plantes exposées à des concentrations toxiques, augmentant ainsi le potentiel de phytoremédiation.[14]

Une fois dans la plante, les contaminants peuvent rester dans les racines, mais pour faciliter l'extraction, l'idéal est qu'un maximum soit transloqué avec la sève, dans les vaisseaux du xylème, vers les parties aériennes de la plante. Ceci a lieu quand il existe une pression négative dans le xylème, créée par la **transpiration** des feuilles qui s'accélère sous l'effet de la chaleur, du vent, d'une faible humidité ambiante ou de lumière forte.

Ensuite on procède de façon régulière à une récolte de la **biomasse** pour retirer de façon permanente les contaminants du site (la biodégradation *in situ* de la végétation pourrait les relarguer dans l'environnement). La biomasse récoltée est communément incinérée en milieu contrôlé (pour assurer une combustion optimale des gaz et permettre la récupération des cendres toxiques). Parfois, on peut aussi récupérer l'énergie thermique ou cogénérer de l'électricité lors de cette combustion. Même si l'enfouissement des matières organiques sera prochainement banni au Québec, la biomasse contaminée peut aussi être enfouie dans des lieux sécurisés, telle quelle ou après compactage pour réduire son volume. Le compostage peut générer un sous-produit valorisable sur les sites dégradés, mais ce genre de traitements secondaires doit faire l'objet de mesures de sécurité pour les travailleurs, car il pourrait y avoir volatilisation de certains contaminants séquestrés dans la biomasse, comme le sélénium.[15] Enfin, d'autres applications non-alimentaires (produits transformés en bois, fabrication du carton) pourraient aussi être envisagées. Dans les cas de phytoextraction de métaux précieux (aussi appelés *phytomining* en anglais), le métal pourra être récupéré après combustion à basse température ou un processus d'extraction chimique. Ces processus peuvent parfois représenter un potentiel économiquement intéressant.[15] Bref, la production de biomasse devrait dans la mesure du possible être vue comme une ressource à valoriser, car en croissant sur des terres marginales, les cultures pérennes efficaces et résilientes peuvent fournir une biomasse énergétique intéressante qui n'est pas concernée par le débat éthique entre aliments et combustibles (*food vs. fuel*) présent sur les terres agricoles.[16]

5.4.2 PHYTOSTABILISATION

Dans la phytostabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La phytostabilisation empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines.[17] Une couverture terrestre végétale minimise l'érosion éolienne ou aqueuse, ainsi que le contact direct entre les animaux et les polluants.[13] Les plantes peuvent minimiser la formation de lixiviat contaminé et limiter la migration d'un panache (ou masse) de contaminants dissous dans l'eau souterraine. Pour éviter que les contaminants ne soient éventuellement relargués dans l'environnement, la phytostabilisation exige un suivi à long terme.[18] Durant la phytostabilisation, il peut y avoir conversion des polluants sous des formes moins biodisponibles, par exemple, lorsque ceux-ci précipitent dans la rhizosphère.[4]

5.4.3 PHYTODÉGRADATION ET RHIZODÉGRADATION

Dans la phytodégradation (Figure 3), aussi appellée phytotransformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère.[4] On la distingue de la rhizodégradation, aussi appelée phytostimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizodégradation (Figure 4), la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes. Malgré cette distinction théorique, la dégradation dans l'un ou l'autre des deux compartiments est souvent difficile à circonscrire précisément.

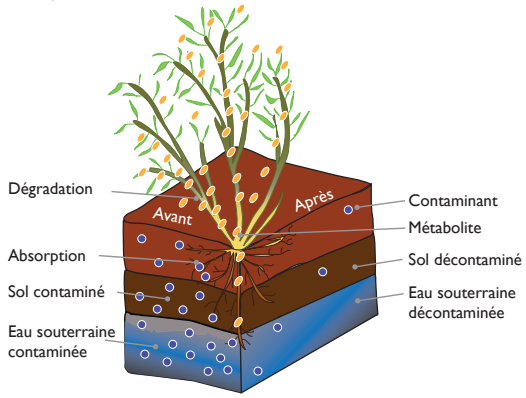


Figure 3
Phytodégradation.

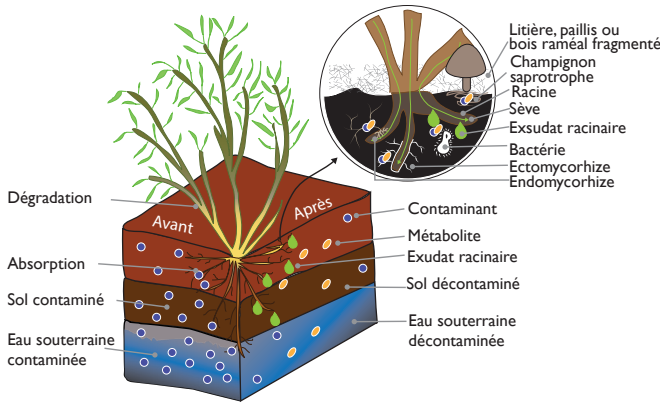


Figure 4
Rhizodégradation

La dégradation des composés organiques peut être complète (générant des éléments inorganiques comme le CO_2, l'eau ou le C_{12}), mais elle peut aussi être incomplète, entraînant la formation d'intermédiaires stables (appelés métabolites) qui peuvent être entreposés dans la plante.[4] La dégradation des produits organiques peut se faire dans les racines ou dans les parties aériennes des plantes,[4] grâce à des enzymes comme les déhalogénases, les oxygénases et les réductases.[19] Si c'est généralement l'activité enzymatique des plantes qui provoque la dégradation, elle peut aussi être issue de l'activité des microorganismes qui vivent dans les plantes, qu'on appelle alors des endophytes.[4] Du côté de la rhizodégradation plusieurs exemples impliquent une étroite association entre plantes et microorganismes. Une symbiose entre le peuplier et une bactérie (*Méthylbacterium populum*) permet de minéraliser des explosifs (1,2,3-trinitroperhydro-1,3,5-triazine). [20, 21]

Le mûrier (*Morus rubra*) qui sécrète des composés phénoliques dans le sol favorise la dégradation des BPC et HAP par les bactéries.[22] La rhizodégradation peut être utilisée entre autres pour remédier à des problèmes de contamination avec des hydrocarbures pétroliers.[23] Enfin, des champignons saprotrophes (décomposeurs, comme la carie blanche) peuvent être favorisés par l'utilisation de bois raméal fragmenté comme paillis de plantation, et les exsudats racinaires des plantes (comme *Salix miyabeana*) peuvent ensemble favoriser la dégradation d'hydrocarbures pétroliers et de HAP. [24]

5.4.4 PHYTOVOLATILISATION

Dans la phytovolatilisation, des polluants organiques et certains composés inorganiques sont extraits du sol par les plantes, transportés dans leur système vasculaire, puis relargués dans l'atmosphère par transpiration (Figure 5). C'est une technologie attrayante parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz), et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées. Par contre, le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère doit être bien caractérisé avant d'entreprendre de la phytovolatilisation. En milieu riverain ou pour la rhizofiltration (voir définition plus bas) d'effluents contaminés, on capitalise entre autres sur le fort potentiel d'évapotranspiration de certains végétaux pour freiner le ruissellement de l'eau ou sa diffusion dans le sol.[5] Ailleurs, pour minimiser la fermeture des stomates d'où s'évapore l'eau transpirée, il peut être bénéfique de garder les sols à traiter bien irrigués.

On utilise la phytovolatilisation pour les solvants chlorés (comme le trichloroéthylène, TCE), les herbicides, les insecticides, les hydrocarbures et certains métalloïdes comme le mercure, l'arsenic et le sélénium.[25] Des composants organiques volatiles (COV) peuvent être simplement diffusés dans l'atmosphère par les plantes. Le peuplier hybride peut par exemple volatiliser et dégrader rapidement du TCE présent dans une eau polluée.[26] Par contre, des composants comme le sélénium doivent être transformés dans la plante avant d'être volatilisés (cette transformation diminue en même temps leur toxicité).[4] Les champignons mycorhiziens peuvent faciliter l'absorption du mercure et du sélénium, deux éléments qui ont une phase gazeuse.[4] Il est bien connu que les microbes peuvent transformer et volatiliser l'arsenic et le mercure. Cependant, chez les plantes la volatilisation n'apparaît pas significative sauf pour celles ayant subi des modifications génétiques.[4] Du tabac génétiquement modifié (*Nicotiana tabacum*) peut absorber, transformer et volatiliser du méthylmercure.[27]

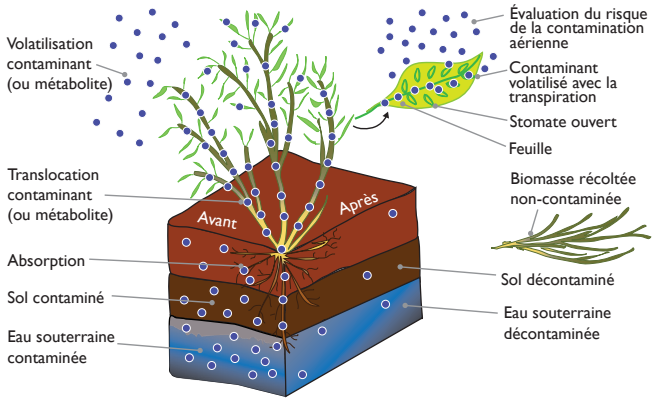


Figure 5
Phytovolatilisation

5.4.5 RHIZOFILTRATION

Avec la rhizofiltration, on peut traiter des eaux usées municipales ou industrielles, le ruissellement de surface ou l'eau qui s'infiltre dans le sol en zone agricole, le lixiviat des mines et des sites d'enfouissement, ou encore la contamination de l'eau souterraine.[4, 5] Les contaminants visés incluent les éléments-traces métalliques, les radionucléides, le sélénium, les nutriments, certains composés organiques comme les pesticides, ou encore le drainage minier acide.[4, 5] La rhyzofiltration peut utiliser des plantes aquatiques ou des plantes terrestres, et parfois une combinaison d'espèces ayant des propriétés complémentaires.[13]

La rhizofiltration repose souvent sur des systèmes en réacteur (*flow-through*) qui maximisent le contact entre l'eau et les racines, et minimisent ainsi la durée du traitement.[4] La rhizofiltration peut prendre la forme d'un étang artificiel ou d'un système hydroponique.[4] Les marais artificiels sont documentés dans une autre fiche de la Société québécoise de phytotechnologie (www.phytotechno.com/fiches-techniques/fiches/SQP_Fiche_MaraisFiltrants.pdf, 2014). Les systèmes intérieurs sont souvent plus coûteux alors leur utilisation est restreinte à des applications ayant de faibles volumes à traiter ou encore à des applications bien ciblées, comme l'enlèvement des éléments radioactifs.[4] La rhizofiltration peut aussi limiter la diffusion horizontale des contaminants dans l'eau souterraine si l'on positionne les plantes pour faire une barrière hydraulique, afin que les plantes suctionnent l'eau du sol et limitent le mouvement des polluants dans l'eau. La rhizofiltration peut être exploitée par exemple dans des systèmes de bandes riveraines.[4]

5.5 ÉTAPES NÉCESSAIRES À LA PHYTOREMÉDIATION

5.5.1 PROCESSUS DÉCISIONNEL

Avant le début de tout projet de réhabilitation, chaque site doit subir une évaluation environnementale pour déterminer la nature, l'étendue et la concentration des contaminants qu'on y retrouve.[2] En vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement du Québec* (1972), tout projet pouvant entraîner la contamination de l'environnement (incluant les projets de décontamination) doivent obtenir un certificat d'autorisation (CA). Le plan de réhabilitation doit donc être approuvé par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC). La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (1998; PPSRTC) devrait être bientôt révisée dans une optique de favoriser les techniques de décontamination *in situ*, comme la phytoremédiation. En vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (2000), l'introduction de microorganismes, souvent utiles en phytoremédiation, nécessite aussi une autorisation fédérale. Quelques éléments à considérer dans le processus de sélection de la phytoremédiation sont présentés dans la Figure 6.

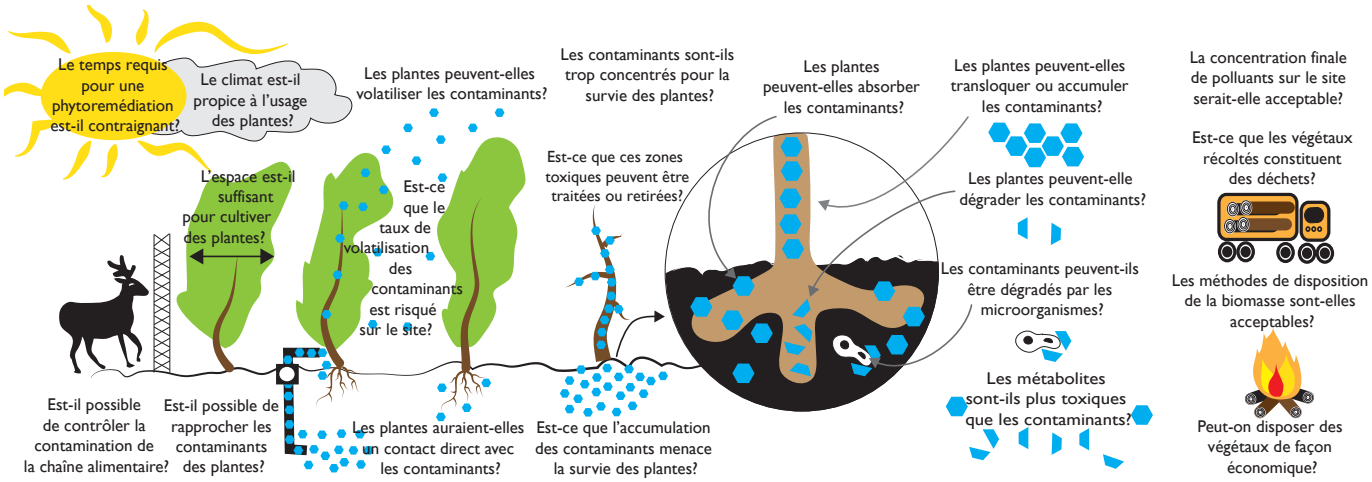


Figure 6

Éléments à considérer dans le processus de sélection de la phytoremédiation, d'après Labrecque and Pitre [8] et Chevrier [2].

6.0 VÉGÉTAUX UTILISÉS

6.1 SÉLECTION DES ESPÈCES

Si la phytoremédiation est la solution choisie, il faudra sélectionner des plantes qui ont des qualités exceptionnelles pour tolérer ou concentrer des polluants qui pourraient normalement être toxiques pour d'autres types de plantes.[8] Le choix des plantes dictera ensuite certains aspects liés à la préparation et à l'entretien du site durant la phytoremédiation. Plus de 800 espèces végétales se prêtent à la phytoremédiation,[28] et une bonne revue des plantes et de leurs qualités a été réalisée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA [29]). Ici, nous aborderons le processus de sélection naturelle ou artificielle ayant fait de certaines plantes de bons agents de phytoremédiation, et passerons en revue certains critères généraux importants à considérer dans le choix des plantes pour un projet particulier. Enfin, l'**Annexe I** contient quelques exemples de plantes qui pourraient être utiles à la phytoremédiation au Québec, dans divers contextes.

6.1.1 LA SÉLECTION NATURELLE OU ARTIFICIELLE DES AGENTS DE PHYTOREMÉDIATION

Dans les milieux contaminés, les plantes pouvant tolérer un certain seuil de pollution ont été favorisées dans le processus de sélection naturelle.[8, 30, 31] Ces plantes ont développé divers mécanismes de tolérance les protégeant des herbivores ou des insectes phytophages, ou leur permettant de coloniser des milieux ouverts, leur conférant ainsi un avantage évolutif.[31] Ces mécanismes de tolérance sont variés et incluent des interactions plantes/microbes, des processus rhizosphériques, l'absorption par la plante, la translocation, la compartementalisation, la dégradation, et la complexation (ou chélation) durant le transport et l'entreposage pour minimiser la toxicité.

En étudiant davantage les mécanismes physiologiques et les traits génétiques permettant à certaines plantes (avec leurs microorganismes associés) d'être performantes, il est aujourd'hui possible d'accélérer le processus de sélection naturelle grâce à la sélection de cultivars tolérants, ou encore par des méthodes de recombinaisons de l'ADN.[5] Un exemple de modification génétique consiste à surexprimer des gènes responsables des transporteurs de cations situés dans la membrane des racines qui permet d'augmenter l'absorption d'éléments inorganiques par les plantes génétiquement modifiées. Un autre exemple est le transfert de matériel génétique d'un hyperaccumulateur (par exemple un transporteur pour le Zn chez une petite plante appellée *Thlaspi caerulescens*) pour le transférer dans des plantes capables de produire plus de biomasse.

Plusieurs espèces sont connues depuis longtemps, mais de nouvelles plantes adaptées spécifiquement à certains sites peuvent être trouvées en inventoriant les terrains contaminés.[30] Par exemple, sur un ancien bassin de décantation à Varennes, la distribution spatiale des plantes ayant spontanément colonisé les lieux était expliquée par la

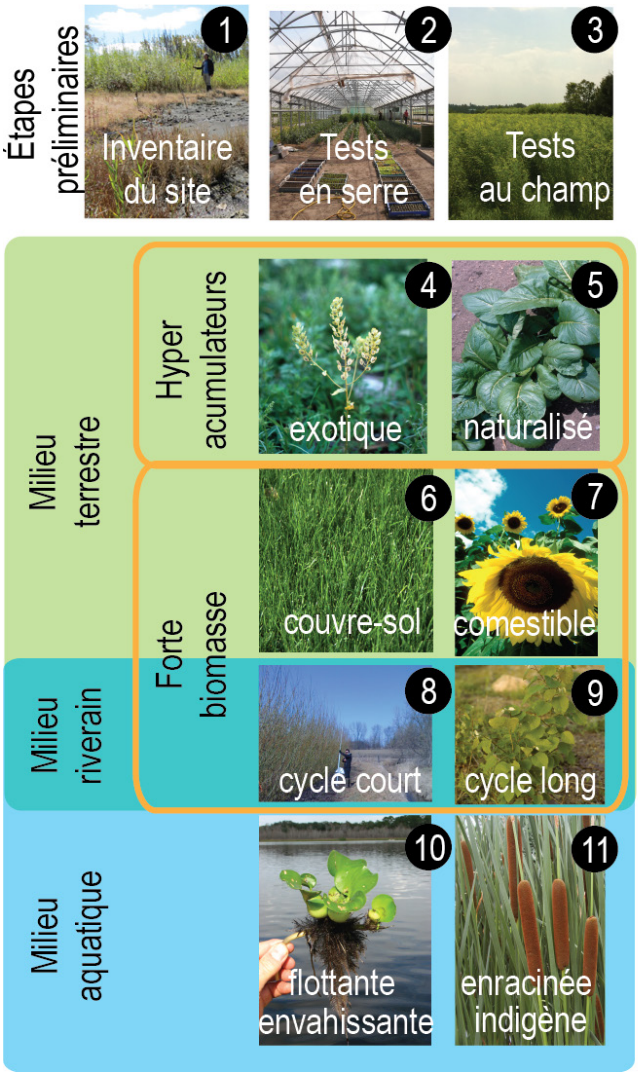


Figure 7

Principaux critères à considérer dans la sélection d'espèces végétales à des fins de phytoremédiation. Parmi les plantes qui s'implantent spontanément sur le site (sélection naturelle), on peut identifier des candidats intéressants à (2) tester en laboratoire et (3) tester au champ avant l'implantation. Si l'on sélectionne d'autres espèces, il faut le faire en fonction des conditions locales (par exemple, terrestres ou aquatiques). Parmi les hyperaccumulatrices, il y a des espèces exotiques (4, Brassica juncea) et d'autres déjà naturalisées (5, Thlaspi arvense). Des espèces plus productives peuvent être choisies, comme des herbes qui couvrent bien le sol (6, Festuca arundinacea) ou des plantes issues de l'agriculture (7, Helianthus annuus) dans quel cas on doit prendre garde à la contamination de la chaîne alimentaire. Parmi les espèces à plus fort potentiel de production de biomasse et d'évapotranspiration, il y a des espèces récoltées aux 2-3 ans (8, Salix miyabeana SX64) et d'autres récoltées au 10-15 ans (Populus sp.). Enfin, en milieu aquatique, certaines espèces flottantes sont utiles parce qu'elles se propagent et se récoltent facilement (même si certaines peuvent devenir envahissantes (10, Eichornia crassipes), et il peut être préférable de sélectionner des espèces indigènes (11, Typha sp.).

distribution de divers contaminants comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les hydrocarbures pétroliers (C_{10}-C_{50}) et divers éléments-traces métalliques. Promouvoir les communautés végétales déjà implantées sur les sites contaminés peut avoir plusieurs bénéfices, comme l'identification de nouveaux candidats pour la phytoremédiation,[30] la promotion de la biodiversité locale des microorganismes associés aux plantes aussi impliqués dans la phytoremédiation,[32] la réduction des coûts d'implantation et l'amoindrissement des impacts par rapport à d'autres techniques de phytoremédiation plus intensives.[30]

Deux approches de phytoremédiation existent. La façon traditionnelle est d'imposer un assemblage conventionnel de plantes avec des qualités de phytoremédiation reconnues, mais souvent avec un faible potentiel d'adaptation local. La seconde façon, l'atténuation naturelle, a un meilleur potentiel d'adaptation et de résilience face aux perturbations. Elle constitue une forme d'organisation spontanée, qui survient lorsque des plantes locales colonisent naturellement un site ouvert.[33] L'atténuation naturelle est souvent associée à la plus simple expression de la phytoremédiation ou encore à un simple abandon d'un terrain contaminé qui se transforme en friche. Malgré tout elle nécessite une certaine forme d'intervention et de suivi de la contamination pour atteindre des objectifs de restauration ciblés.[4, 10]

6.1.2 QUESTIONS TECHNIQUES ET ÉCOLOGIQUES

Pour décontaminer un site, on peut opter pour une plante qui concentre fortement les polluants dans ses tissus ou encore pour une plante moins performante, mais qui produit plus de biomasse. Les plantes dites hyperaccumulatrices peuvent accumuler de grandes concentrations d'éléments-traces métalliques dans leurs tissus: typiquement 0,1-1 % de leur masse sèche,[4] voire même jusqu'à 5 %.[8] Mais ces plantes ont souvent une petite taille et une croissance lente.[4] La famille des Brassicacées est reconnue pour ses capacités d'hyperaccumulation, mais des hyperaccumulateurs ont aussi été identifiés dans 45 autres familles de plantes comme les Euphorbiacées, Astéracées, Lamiacées, Scrophulariacées, etc.[29]

Par opposition, certaines plantes à croissance rapide concentrent peu les métaux dans leurs tissus, mais leur forte production de biomasse racinaire ou aérienne leur donne un potentiel de phytoextraction intéressant.[8] Par ailleurs, certains arbustes ou arbres à fort potentiel de production de biomasse, comme les saules et les peupliers appartenant à la famille des Salicacées, peuvent rester plus longtemps en place. Malgré les récoltes aux 2-3 ans, les pieds de saules peuvent demeurer productifs jusqu'à 25 ans. Ceci peut représenter une opportunité d'économie par rapport aux plantes ayant un cycle de vie plus court.[11] Chez les Salicacées, la plantation de boutures (segments de tiges) en dormance facilite grandement les travaux d'implantation. Pour les saules, un segment de 20-30 cm sans racines et en dormance peut simplement être inséré dans le sol. Après une saison de croissance, un recepage permettra de favoriser la multiplication des tiges pour la saison suivante.

Si certaines plantes agricoles (comme le maïs, le canola ou le tournesol) ont un bon potentiel de phytoremédiation, il peut être risqué de les utiliser si les contaminants qu'elles contiennent aboutissent par inadvertance dans la chaîne alimentaire.[11]

Pour remédier à une contamination organique, il faut privilégier les plantes ayant une forte biomasse racinaire qui favorise l'activité microbienne dans le sol et conséquemment une meilleure dégradation des polluants.[4, 8] En plus d'une forte densité de racines fibreuses, on attribue aux herbacées de grandes qualités dans la prévention de l'érosion éolienne et du ruissellement de surface. Aussi, elles accumuleraient moins les polluants inorganiques que d'autres Dicotylédones dans leurs parties aériennes, ce qui pourrait représenter un avantage là où la faune sauvage risquerait de se nourrir sur des parties végétales contaminées. Finalement, parce que les herbacées sont faciles à semer, et que des mélanges de graines comprenant diverses espèces résistantes et complémentaires pour restaurer des sites dégradés sont parfois disponibles sur le marché, leur implantation peut être économique et facile.

L'utilisation des **plantes indigènes** est à privilégier parce que les plantes utilisées en phytoremédiation peuvent aussi accomplir plusieurs services écosystémiques, en plus de la décontamination. À tout le moins, on peut se tourner vers des plantes introduites déjà naturalisées qui poussent sur ou près du site parce qu'elles seront compétitives localement et ont le potentiel de bien tolérer les polluants.[4] Plusieurs plantes communes (introduites) au Québec comme la tanaisie vulgaire (*Tanacetum vulgare*), la vipérine (*Echium vulgare*), la vesce jargeau (*Vicia cracca*) et la grande bardane (*Arctium lappa*) ont un potentiel d'accumulation des métaux lourds et une biomasse élevée.[34] La tanaisie, la vipérine et la vesce jargeau peuvent croître à plus de 2 m de hauteur et générer des biomasses supérieures à 20 tonnes par hectare par an.[34]

Enfin, on peut aussi s'intéresser à la valeur esthétique ou commerciale de certaines plantes à fleurs ayant un potentiel de phytoremédiation. Par exemple, le pétunia (*Petunia grandiflora*) seul ou en combinaison avec une autre plante à fleurs (*Gaillardia grandiflora)*,[7] peut décoloriser et détoxifier des effluents contaminés avec des teintures pour les textiles. L'usage des combinaisons (aussi appelés consortiums) synergise les réactions enzymatiques entre les plantes et les bactéries au sein des bioréacteurs, mais permet aussi de diversifier l'activité commerciale associée à la vente des fleurs coupées par des fleuristes.[7]

6.1.3 PRÉPARATION DES TRAVAILLEURS ET DU TERRAIN

Tout travail sur un terrain contaminé comporte une part de risque pour les travailleurs, particulièrement si l'on travaille le sol manuellement pour implanter une phytotechnologie. La première étape consiste à bien choisir les équipements de protection personnels requis. Si les gants, bottes ou survêtements sont généralement de rigueur, des sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers, volatils ou aux solvants peuvent aussi nécessiter l'usage de masques spéciaux. Par ailleurs, il peut être nécessaire de limiter l'accès du site aux animaux pour leur santé, mais aussi pour éviter qu'ils endommagent les végétaux essentiels à la phytoremédiation.

La couche superficielle du sol, parfois moins fertile et plus contaminée, peut être remplacée par un terreau adapté ou amendée pour faciliter l'établissement des plantes (Figure 8). Pour la décontamination des composants organiques par rhyzodégradation, on préférera un amendement inorganique plutôt qu'organique, ce dernier fournissant aussi une source de carbone facilement accessible pour les microorganismes, en plus des nutriments, ce qui peut ralentir la dégradation des polluants organiques.[4] Dans le cas de la phytostabilisation, on peut ajouter des amendements stabilisants comme des agents alcalins, des phosphates, de la matière organique, des biosolides et des oxydes minéraux qui vont limiter le lessivage et l'absorption par les plantes.[2] Les agents chélateurs, comme l'EDTA (éthylène diamine tétra-acétique), peuvent cependant être persistants dans les sols, et un apport mal dosé peut entraîner une remobilisation excessive des polluants entraînant la contamination des nappes phréatiques. Pour la phytoremédiation de sédiments contaminés, l'usage du compost améliore la structure du substrat (porosité, aération, capacité drainante, rétention en eau), et apporte les éléments nutritifs qui font défaut dans les sédiments.[35]

Si certaines plantes favorisent une flore microbienne appropriée pour un type de phytoremédiation, d'autre fois, on introduit volontairement des microorganismes (bioaugmentation) ayant de bonnes capacités à décomposer les polluants ciblés.[4] Leur introduction nécessite parfois l'usage d'une grande quantité de microorganismes, avec un succès relativement limité, car les microorganismes déjà établis sur le site compromettent la survie de ceux ajoutés. Une bonne alternative à l'ajout des microorganismes sur les sites contaminés est de favoriser des relations symbiotiques dès la préparation des plants en pépinière.[36, 37]

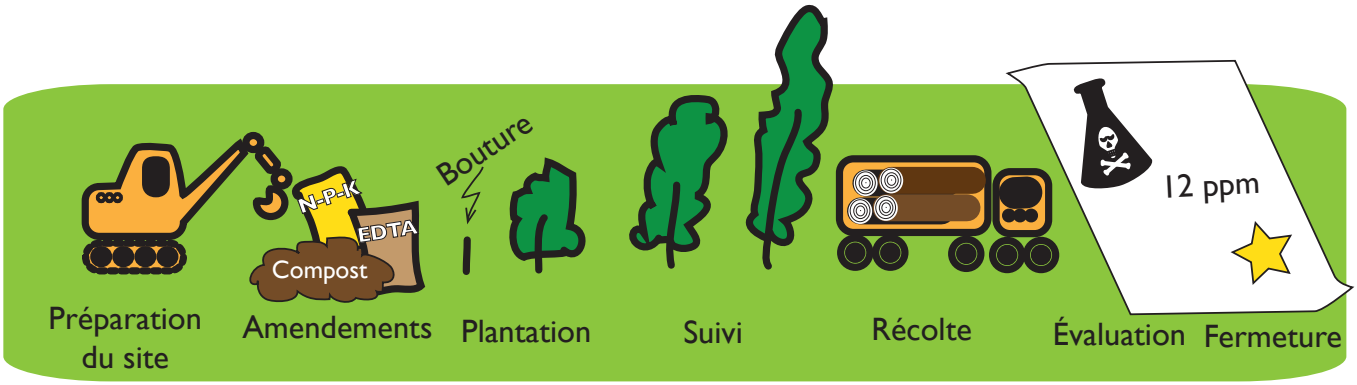


Figure 8
Processus de phytoremédiation.

La profondeur typique des racines des plantes herbacées est d'au plus 50 cm et celles des arbres d'environ 3 m, même si les racines de certaines plantes phréatophytes (allant puiser de l'eau dans la nappe phréatique) peuvent atteindre 15 m ou plus.[4] Ainsi donc, les contaminants en profondeur peuvent être hors de portée des racines. On peut alors intervenir lors de la plantation pour favoriser l'élongation des racines vers les zones contaminées. Ceci peut prendre la forme de tubes de plantation forçant l'élongation des racines vers la nappe phréatique contaminée[38] et réduisant la tendance des plantes à développer des racines en surface pour y intercepter l'eau de pluie.[4] Mais ces projets ne sont pas toujours faciles à mettre en oeuvre,[38] surtout si la nappe phréatique est très profonde (par exemple 6-7 m) sous la surface de la terre.[39] Dans ces cas, il faudra apporter l'eau contaminée à traiter depuis la nappe phréatique vers un bassin de rétention ou une usine de traitement des eaux usées en utilisant un système de canalisations et de pompes. En milieu saturé (pouvant engendrer des conditions anaérobies), un apport supplémentaire en oxygène peut aussi s'avérer utile,[4] surtout lorsqu'on tente de remédier à de la pollution en profondeur, sans quoi même des plantes tolérantes aux conditions de sol saturées comme les saules pourraient en souffrir.[38] À l'inverse, sur les sites trop secs, il faudra fournir un apport régulier d'humidité pour maintenir une forte évapotranspiration favorisant la phytoremédiation.

6.1.4 ENTRETIEN, SUIVI ET FERMETURE DU SITE

Pour maintenir le cap sur les objectifs fixés dans le plan de décontamination, il faut effectuer un suivi régulier sur le site, en effectuant diverses mesures comme des analyses du sol et de l'eau. Généralement peu d'entretien et d'équipements mécaniques sont requis. On peut procéder à un désherbage pour limiter la compétition interspécifique[40] et remplacer les végétaux endommagés ou morts.

La récolte périodique des tiges, ou parfois même des feuilles, peut être essentielle pour éviter le recyclage *in situ* des contaminants, surtout dans les projets de phytoextraction. Cette récolte implique la manipulation d'une biomasse importante dans le cas des espèces à croissance rapide comme les saules ou les peupliers. La récolte des tiges peut se faire aux 2-3 ans pour les saules, ou encore aux 10-15 ans pour les peupliers, et les souches pouvant retiger peuvent être laissées en place durant plus de 25 ans au besoin. Pour les herbacées aussi, la récolte des parties aériennes peut augmenter la rapidité d'un traitement. Par exemple, après deux mois de croissance, certaines des herbes pérennes colonisées par le champignon mycorhizien *Rhizophagus irregularis* (anciennement appelé *Glomus intraradices*) peuvent atteindre un plafonnement dans leur séquestration de métaux. Ainsi, trois cycles de récoltes programmés durant une saison de croissance pourraient accélérer le processus de décontamination.[41]

Lorsque les objectifs de décontamination ont été atteints, il faut faire un suivi auprès d'un expert pour attester la réalisation des travaux en conformité avec le plan de réhabilitation préapprouvé. Le ministère émettra un avis de décontamination au registre foncier. Un rapport final peut être préparé par l'entrepreneur ou l'équipe de chercheurs pour compiler les résultats obtenus. Les publications techniques ou scientifiques de divers projets contribuent au développement des phytotechnologies, et la compilation de registres de projets de phytoremédiation pourrait éventuellement être utile à l'essor de ce secteur. Si le site est converti en espace vert, les végétaux pourront rester en place (seuls les équipements de suivis devront être retirés). Par contre, si le site est voué à un autre usage, par exemple un développement résidentiel, tous les équipements ainsi que les végétaux devront être retirés. Ceci peut impliquer le déracinement ou l'essouchage des végétaux à plus grand déploiement, suivi d'un traitement approprié des végétaux, en fonction de leur niveau de contamination.

7.0 AVANTAGES ET LIMITES DE LA PHYTOREMÉDIATION

Plusieurs avantages et inconvénients attribuables à la phytoremédiation sont détaillés dans la section suivante:

Avantages

- Économique
- *In situ*
- Versatile
- Socialement acceptable
- Durable
- Services écosystémiques
- Enrichissement de la biodiversité
- Conservation de la structure et des propriétés des sols
- Meilleure esthétique visuelle des sites

Limites

- Travaux à long terme
- Inapproprié aux fortes contaminations
- Contact nécessaire avec les racines
- Nécessité de biodisponibilité des contaminants
- Besoin d'espace
- Risque de contamination de la chaîne alimentaire
- Efficacité variable
- Défis réglementaires

7.1 AVANTAGES

La phytoremédiation exige beaucoup moins d'**investissement,**[8, 13] environ 10 fois moins que les méthodes de décontamination basées sur l'ingénierie (Tableau 1), entre autres parce qu'elle fonctionne naturellement à l'énergie solaire,[5] mais aussi parce que les travaux nécessitent moins de transport des sols excavés,[4] et que les coûts peuvent être amortis sur plusieurs années. La décontamination du plomb, sur un terrain de 0.4 ha peut coûter entre 50 et 65 % moins cher par phytoextraction et traitement de la biomasse (150 000-250 000$ US 2000) comparativement à l'excavation et l'enfouissement (500 000$ US 2000).[29] Selon une autre étude, pour un site contaminé au plomb avec des dimensions similaires, la décontamination traditionnelle (incluant l'excavation sur 50 cm de profondeur) peut coûter entre 400 000 et 1 700 000$ US, tandis que la phytoremédiation peut coûter entre 60 000 et 100 000$ US (2004).[10] La remédiation de solvants dans l'eau souterraine, sur un terrain de 1 ha pendant 3 ans, peut coûter 50 % moins cher par la phytodégradation et le contrôle hydraulique effectué par des plantes qui assèchent les sols ou font baisser la nappe phréatique (200 000$ US d'installation et de maintenance initiale) qu'un système de pompage et de traitement (700 000$ US de coût d'opération annuels; estimé en 2000).[29] Enfin, l'enlèvement des hydrocarbures pétroliers, sur un terrain de 0.4 ha, peut coûter 80 % moins cher par la phytodégradation *in situ* (50 000-100 000$ US 2000) que par l'excavation et l'incinération (500 000$ US 2000).[29]

Un des principaux avantages de la phytoremédiation est sa grande versatilité.[5] En effet, plusieurs types de contaminants peuvent être éliminés dans divers types d'environnements, grâce à la multitude de plantes qui existent et à leurs diverses adaptations. De plus, la phytoremédiation étant généralement pratiquée ***in situ***, cela permet de conserver la structure et les propriétés des sols, de limiter l'érosion et le déplacement des polluants.[4] Certes, dans les projets de phytoextraction, il faut traiter les végétaux contaminés, mais comme ceux-ci concentrent les métaux, seuls de petits volumes de biomasse sont déplacés (jusqu'à 95 % moins de volume)[12], comparativement à des tonnes de sol avec les méthodes conventionnelles ***ex situ***.[3] Enfin, la phytoremédiation étant une méthode basée sur les plantes, ces dernières rendent généralement divers services écosystémiques en plus de permettre la décontamination d'un site. Elles contribuent ainsi à assainir l'air, séquestrer du dioxyde de carbone et à enrichir la biodiversité des sites dégradés.[8]

L'acceptabilité sociale de la phytoremédiation est généralement grande grâce à son effet visuel esthétique rapide, son faible taux de nuisances sonores, et son opportunité d'éducation. L'image "verte" de cette technologie incite les entreprises y ayant recours mettent leurs actions de l'avant dans leurs rapports de responsabilité sociale ou encore dans leurs campagnes de marketing.[4] Seuls de rares cas d'opposition à son application ont été documentés, soulignant l'importance de prendre en considération les inquiétudes du public au tout début d'un projet visant un site pouvant concerner directement les communautés locales.[5] La phytoremédiation est aussi une solution verte compatible avec les grands principes du **développement durable**[8] et en adéquation avec diverses politiques (*Loi sur le développement durable* (2006), *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* visant à bannir l'enfouissement des matières organiques, *Règlements sur l'enfouissement des sols contaminés*, etc.).

Tableau 1: Tableau comparatif des coûts moyens associés à la décontamination traditionnelle ou à la phytoremédiation.[8]

TYPE	ÉTAPE DE RÉHABILITATION	COÛT	ANNÉE ET RÉFÉRENCE
Phytoremédiation	Préparation du terrain et des sols	10$/tonne de sol	2014[8]
	Achat des boutures et leur implantation	20$/tonne de sol	2014[8]
	Entretien du terrain en cours de décontamination	10$/tonne de sol	2014[8]
	Disposition des matières végétales contaminées	20$/tonne de sol	2014[8]
	Phytoextraction de métaux	15-40$/$m^3$ de sol	1997[42]
	Phytoextraction (terrain de 12 acres contaminé au Pb)	16 666$/acre	2000[29]
	Rhizofiltration de radionuclides	1.50-2.60$ US/1000L	2000[29]
	Phytostabilisation	200-1000$ US/ha ou 0.02-1.00$/$m^3$	2000[29]
	Phytoremédiation	10-35$/tonne de sol	1997[42]
	Bioremédiation in situ	50-150$/tonne de sol	1997[42]
	Contrôle hydraulique avec des arbres (pour traiter un aquifère de 20 pieds de profondeur, sur une acre de terrain)	250 000$	2000[29]
Décontamination traditionnelle	Excavation des sols contaminés, élimination des débris et chargement	125$/tonne de sol	2014[8]
	Excavation et lessivage	250-500$/$m^3$	1997[42]
	Mise en remblai (ajout d'une couche de terre)	22$/tonne de sol	2014[8]
	Mise en remblai (*soil cap*) (terrain de 12 acres contaminé au Pb)	50 000$/acre	
	Plantation de gazon ou d'arbres matures	30$/tonne de sol	2014[8]
	Excavation et enfouissement	100-400$/$m^3$	1997[42]
	Excavation et enfouissement de métaux (terrain de 12 acres contaminé au Pb)	1 000 000$/acre	2000[29]
	Ventilation du sol	20-220$/tonne de sol	1997[42]
	Méthode thermique	120-300$/tonne de sol	1997[42]
	Lavage du sol	80-200$/tonne de sol	1997[42]
	Lavage du sol (terrain de 12 acres contaminé au Pb)	525 000$/acre	2000[29]
	Extraction avec des solvants	240-340$/tonne de sol	1997[42]
	Incinération	200-1500$/tonne de sol	1997[42]
	Pompage et traitement (pour traiter un aquifère de 20 pieds de profond, sur un acre de terrain)	660 000$	2000[29]

7.2 LIMITES

La phytoremédiation reste une solution à **long terme**, limitée par la croissance ou l'efficacité des végétaux utilisés, comparativement aux techniques de décontamination traditionnelles.[8] Elle contraint donc le propriétaire du terrain à être patient avant de pouvoir utiliser ou vendre son terrain contaminé.[8] En ce sens, la phytoremédiation est une solution à privilégier dans les cas où les investissements majeurs des solutions traditionnelles de décontamination sont repoussés à long terme parce que leur coût est supérieur à la valeur du terrain, qui est alors la plupart du temps laissé en friche. Pour des projets de phytoextraction de métaux, un horizon de 18 à 60 mois est à prévoir, comparativement à seulement 6 à 9 mois pour l'excavation et l'enfouissement ou encore 8 à 12 mois pour l'excavation et le lavage des sols.[42] Pour évaluer le temps requis pour nettoyer un site, on peut faire des estimations en fonction du taux d'accumulation d'un contaminant dans la plante, de la masse initiale de contaminants dans un site et de la concentration finale visée.[42, 44]

La survie et la croissance des plantes sont difficiles dans les sols très contaminés (même si les amendements peuvent aider) alors il existe une certaine **limite à la concentration des polluants** pouvant être traités par phytoremédiation.[4] Après 3 ans, il a été observé que dans un sol contenant >20 000 ppm de Pb et Zn, 50 % des *Populus* sp. avaient péri, mais cela ne représentait pas nécessairement un échec de revégétalisation si l'on considère l'ensemble de la communauté végétale s'étant établie. Dans un autre cas de site contaminé (As, Cd), la mortalité des *Populus* sp. a atteint 95 % mais ce n'était pas seulement à cause des taux de polluants: les chevreuils et la température peuvent aussi avoir joué un rôle.[42] Le **climat** peut donc être un défi pour la phytoremédiation au Québec, mais pas nécessairement un obstacle insurmontable: même lorsque les hivers sont froids, l'activité des végétaux est ralentie, mais dans le sol, à l'abri des plantes, un certain niveau de décontamination microbienne peut persister.

Par contre, les contaminants doivent nécessairement se trouver dans la zone d'influence des plantes, ce qui peut représenter un défi particulier par exemple, là où la contamination se trouve en **profondeur**, hors de portée des racines (les pompes ou des tubes de plantation pouvant aider dans certains cas). Les sols avec une granulométrie fine (comme les argiles) ont une plus grande capacité de retenir certains ions (forte capacité d'échanges cationiques), ce qui rend difficile leur décontamination. Les sols avec une grande concentration en humus ou en matières organiques sont généralement enclins à retenir certains ions, mais aussi les polluants organiques hydrophobes.[4] La **biodisponibilité** de certains polluants peut alors être limitante. Là encore, l'ajout de certains amendements peut aider: par exemple, l'ajout de chélateurs comme l'EDTA peut faire augmenter le taux d'assimilation des éléments-traces métalliques par certaines plantes comme *Brassica juncea*.[43]

Pour que les végétaux puissent croître convenablement et décontaminer efficacement un terrain, ils doivent avoir un espace suffisant. Cependant, même sur des superficies restreintes, il peut être possible de recourir à la phytoremédiation, en employant par exemple de plus petits végétaux. Si l'**efficacité** de la phytoremédiation pour certains sites particuliers doit être démontrée dans les conditions spécifiques à chaque projet (études en serre ou projets pilotes), afin de choisir l'assemblage végétal et la méthode de traitement la plus appropriée pour un site, il existe quand même une abondance d'études techniques et scientifiques appuyant les méthodes les plus communes et généralisables.[5] Plusieurs exemples témoignent d'un grand succès de la phytoremédiation: en rhizofiltration, *Helianthus annuus* peut réduire les concentrations de ^{137}CS et ^{90}Sr de 90 % en 2 semaines, ou les concentrations en Uranium de 95 % en 24 h (de 350 ppb à <5 ppb).[42] En phytotransformation, des taux d'enlèvement de plus de 90 % ont été atteints pour des explosifs (TNT et RDX) avec des élodées (*Elodea* sp.), des joncs (*Scirpus* sp.), et de l'alpiste (*Phalaris* sp.) ou pour des produits agrochimiques (atrazine, nitrates) avec du peuplier hybride.[42]

Même si certains insectes ou autres animaux semblent dédaigner les végétaux contaminés à cause de leur mauvais goût,[19] il ne faut pas négliger le potentiel de contamination de la **chaîne alimentaire** avec la phytoremédiation. Pour limiter ce potentiel, on peut préférer des espèces qui séquestrent les métaux lourds sur leurs racines, plutôt que d'utiliser des espèces qui vont transloquer ces métaux vers leurs parties aériennes. Sinon, on peut aussi clôturer les sites, utiliser des filets, du bruit ou des épouvantails pour éloigner les animaux. Lorsque ces précautions sont prises, certains sites phytoremédiés peuvent ensuite devenir des sanctuaires pour la faune et la flore sauvage (voir exemple de cas du Parc Opémiska à Chapais).[4]

Étant une technologie liée à l'innovation, la phytoremédiation fait parfois face à des **défis réglementaires**, ou encore à des défis liés aux marchés.[5] Si la science a maintes fois démontré le potentiel de la phytoremédiation, l'émergence d'un secteur commercial semble avoir été limité par le développement d'une image commerciale unifiée et d'un système de normalisation. Il semble que la production de biomasse utile (bois d'oeuvre, biomasse énergétique ou production d'espèces écologiques importantes) pourrait être une avenue permettant le développement de ce secteur dans les années à venir. La combustion de la biomasse contaminée pouvant entraîner la volatilisation de certains polluants comme le mercure, l'arsenic ou le sélénium, il importe d'avoir un bon contrôle sur le processus de combustion ou sur le type de contaminant à traiter.

8.0 EXEMPLES DE PROJETS DE PHYTOREMÉDIATION

8.1 PARC D'ENTREPRISES DE LA POINTE-SAINT-CHARLES

Figure 9

Rhizofiltration d'eau souterraine contaminée avec des saules à Pointe-Saint-Charles.

- **Historique**: Sur ce site anciennement appelé le Technoparc, plusieurs activités industrielles, incluant l'enfouissement de déchets industriels et domestiques, se sont déroulées durant un siècle. En préparation pour l'Expo 67, le site a été remblayé de matériaux hétérogènes pour servir de stationnement et d'héliport. Avec le temps, la pluie s'est infiltrée à travers les déchets enfouis, générant un lixiviat qui a ensuite contaminé la nappe phréatique. Dans l'eau souterraine, l'azote ammoniacal qui diffuse vers le Saint-Laurent, pose un risque pour les poissons et les mammifères qui y habitent. Vu sa situation stratégique dans le Grand Montréal, ce site contaminé a aujourd'hui un potentiel de développement économique énorme.
- **Rhizofiltration et phytoextraction**: Décontamination de l'eau souterraine riche en azote ammoniacal (NH_4-N) se trouvant à 9 m sous la surface à l'aide de saules à croissance rapide (*Salix miyabeana* SX67; Figure 9).
- **Plantation**: Le sol de surface a été débarrassé des débris minéraux, de plastiques et de bois. Des tranchées (30 cm de largeur et de profondeur) ont été creusées avec un espacement entre les rangs de 1,80 m. Un terreau commercial a été ajouté dans les tranchées pour assurer un bon établissement des saules. Des boutures ont été plantées au printemps 2009, jusqu'à densité de plantation de 19 600 plantes/ha, et coupées à 5 cm du sol à l'automne (pour stimuler la production de tiges).
- **Amendements**: Pour limiter la croissance des mauvaises herbes, une couche de paillis de bois (10 cm) a été utilisée après la plantation, et un désherbage manuel a été effectué durant les saisons de croissance. En juillet, du fertilisant a été ajouté (N-P-K, 13.5-3.5-3.5 Kg/ha).
- **Fonctionnement**: À l'aide d'une pompe, l'eau souterraine a été dirigée vers les plantations de saules dans un système d'irrigation au compte-goutte en 2010 et 2011 (Figure 10). Le système était contrôlé par minuterie, mais aussi couplé à un pluviomètre pour couper l'irrigation dès que les précipitations atteignaient 5 mm, afin de limiter la lixiviation.
- **Résultats**: L'irrigation avec l'eau souterraine contaminée n'a pas entraîné de symptômes visuels de toxicité chez les saules, ni de mortalité importante (95 % de survie). La croissance des saules a même été favorisée par l'irrigation (augmentation de la grandeur, du diamètre des tiges et de la biomasse de bois). La plantation a permis de réduire d'environ 95 % les concentrations en NH_4-N. Les plants irrigués ont aussi séquestré dans leurs feuilles certains éléments (principalement le N et le Cu, mais aussi du P, K, Fe et B). Les teneurs en BPC ou en hydrocarbures pétroliers n'ont pas été signicativement réduites.
- **Défis**: Des précipitations plus abondantes que la normale ont limité le potentiel de traitement, mais les saules ont tout de même filtré environ 2600 m^3/ha d'eau souterraine par année.
- **Direction**: Michel Labrecque, IRBV
- **Référence**: [39, 2]

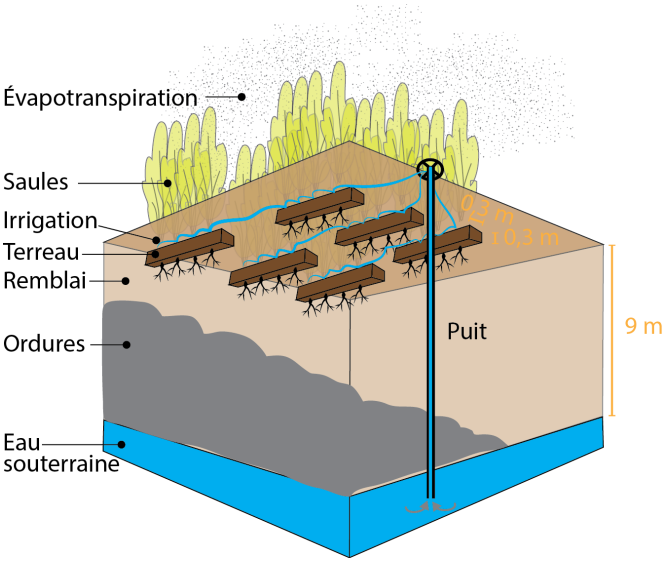


Figure 10

Dispositif de rhizofiltration pour accéder aux contaminants en profondeur à Pointe-Saint-Charles, d'après Guidi et al.[39]

8.2 TRAITEMENT TERTIAIRE DES EAUX USÉES À SAINT-ROCH-DE-L'ACHIGAN

Figure 11

Filtration des eaux usées épurées par des saules avant leur rejet dans une rivière à Saint-Roch-de-l'Achigan.

- **Historique**: L'eau traitée dans les usines d'épuration contient encore des nutriments (azote, phosphore). L'irrigation de plantation visant la production de biomasse permet de suppléer en nutriments nécessaires pour maintenir une forte productivité, malgré les récoltes effectuées toutes les 2 à 3 ans.
- **Rhizofiltration**: Réduction de la charge nutritive d'une eau usée prétraitée à l'aide de saules à croissance rapide (*Salix miyabeana* SX67; Figure 11).
- **Plantation**: Un ancien champ de maïs a été tondu, puis ameubli au rotoculteur en surface (15 cm). Des boutures ont été plantées (16 000 tiges/ha) au printemps 2008, puis recépées à l'automne (pour favoriser la multiplication des tiges).
- **Amendements**: Pour contrôler les mauvaises herbes, un herbicide pré-émergence avec un effet résiduel a été utilisé la première année, et ensuite l'espace entre les rangs a été désherbé mécaniquement.
- **Fonctionnement**: Les effluents de l'usine municipale d'épuration des eaux usées ont été filtrés (pour enlever les débris) avant d'être pompés vers une canalisation de 1,5 km reliant l'usine à la plantation (Figure 12). Un système de contrôle automatisé a permis de contrôler l'irrigation durant la saison de croissance.
- **Résultats**: Les saules ont éliminé 90 % de l'azote et 85 % du phosphore présent dans l'eau épurée. Jusqu'à 5,4 mm d'effluent par jour ont pu être traités par les saules, car ceux-ci ont un fort potentiel d'évapotranspiration et peuvent aussi tolérer des conditions de sol saturé pour des périodes prolongées. L'irrigation a augmenté la productivité de biomasse, avec des valeurs entre 14 et 20 tonnes/ha/an, selon l'intensité de l'irrigation.
- **Défis**: Ce type de système ne peut pas opérer à longueur d'année au Québec en raison du gel et de la période de dormance des végétaux. Cependant, il permet tout de même de miniser la contamination environnementale à faible coût sur une partie de l'année.
- **Direction**: Michel Labrecque (IRBV)
- **Référence**: [45]

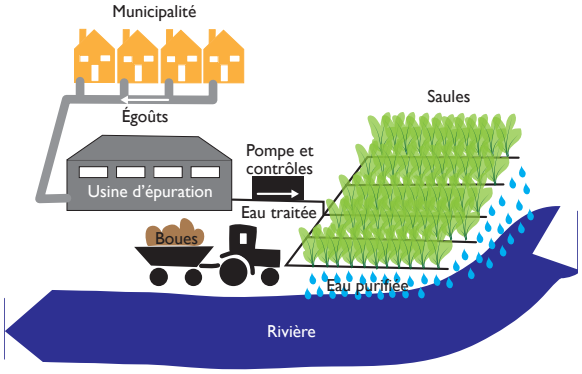


Figure 12

Dispositif d'affinage tertiaire des eaux usées à l'aide des saules, d'après Guidi et al.[45]

8.3 DÉCONTAMINATION DU RUISSELLEMENT DANS UNE USINE DE COGÉNÉRATION

Figure 13

En haut, l'usine de cogénération de Chapais utilise la rhizofiltration à l'aide de roseaux communs pour assainir le ruissellement et le lixiviat collecté sur son terrain. En bas à gauche: Le bassin en construction. À droite: Les roseaux matures.

- **Historique**: La ville de Chapais a été fondée en 1955 pour des activités minières. Aujourd'hui, les 1630 habitants y vivent plutôt de l'activité forestière. Pour diversifier son économie, la ville a accueilli en 1995 la première usine de cogénération à la biomasse forestière au Québec. La communauté désirait un projet durable et innovant qui ne se limiterait pas à la vente d'électricité à Hydro-Québec. Ainsi, on souhaitait que la récupération de la chaleur de l'usine serve à alimenter des serres pour produire des aliments locaux. Dans la même vision, on voulait minimiser l'impact de l'usine sur la qualité de l'eau dans ce milieu.

- **Rhizofiltration**: L'usine de cogénération produit des cendres qui sont accumulées dans des unités de sédimentation. Le ruissellement de surface au printemps est similaire à l'eau de surface dans le bois avoisinant, et n'est pas très chargé en polluants. Malgré cela, le ruissellement de surface du site et l'eau qui s'infiltre dans les bassins d'entreposage sont chargés en cendres, calcium et magnésium, éléments traces métalliques (i.e. Fe <120 mg/L), avec des matières organiques (DBO_5= 460-850 mg O_2/L) et en suspension (170-180 mg/L).

- **Plantation**: Des roseaux communs (*Phragmites australis*) ont été implantés dans un marais filtrant (Phytoréacteur® Biolistik; Figure 13).

- **Fonctionnement**: Les eaux de ruissellement et de lixiviation recueillies sont d'abord décantées, puis acheminées gravitairement et horizontalement dans un bassin (Figure 14). Le site en opération depuis 15 ans fonctionne bien et nécessite un entretien minimal. Environ 2 journées par année (au printemps et à l'automne) sont consacrées au désherbage, enlèvement des branches, fertilisation minimale, nettoyage des entrées et des sorties. En hiver, l'eau est gelée dans le marais, sans aucune lixiviation.

- **Amendements**: Pour combler les besoins du phragmite en azote (faiblement disponible dans l'eau traitée), on recueille le ruissellement (passivement) depuis des bacs ensemencés avec du trèfle sur le pourtour du marais filtrant. Ceci fournit environ 25 kg/ha d'azote annuellement au système.

- **Résultats**: L'eau initialement noire à cause de la suspension de suie est clarifiée (matières en suspension 5-36 mg/L; DBO_5 = 2-13 mg O_2/L). Son pH initialement fortement alcalin (12-13) devient plus neutre (7-8,5). Les métaux sont faiblement disponibles au pH initial et précipitent dans le champ de phragmite (Fe = 0,5-4,3 mg/L à l'effluent). Ceux qui sont biodisponibles sont captés par la végétation.

- **Défis**: Pour limiter la dégradation du marais filtrant par les animaux herbivores et les adeptes de sports motorisés (véhicules tout-terrain et motoneiges), le site a dû être clôturé. Le phragmite, une espèce ailleurs plus invasive, n'a pas étendu son aire au-delà du bassin.

- **Direction**: Chapais-Énergie sec, Lucien Bordeleau (Biolostik Lté)

- **Référence**: [46, 47, 48]

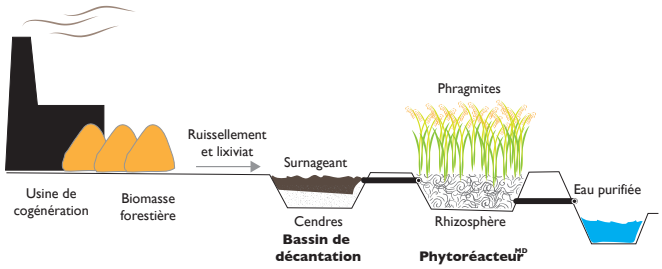


Figure 14

Processus de rhizofiltration utilisé pour le ruissellement et le lixiviat produits sur le site de Chapais Énergie, d'après Bordeleau[47].

8.4 RÉHABILITATION DU PARC MINIER OPÉMISKA À CHAPAIS

Figure 15

Phytostabilisation d'anciens résidus miniers à l'aide de centre et d'herbacées. Après une décennie, un sol propre à la croissance des végétaux s'est formé, et le trèfle permet d'y fixer l'azote atmosphérique (dans les nodules sur les racines).

- **Historique**: La mine d'or et de cuivre Opémiska Copper a cessé ses opérations en 1988 laissant un grand parc de résidus miniers de 73 hectares non restauré. Le *slam*, issu de l'extraction de l'or dans des bains d'acide sulfurique et d'arsenic, est un résidu minier fin qui n'a pas de portance lorsque mouillé et est sensible à l'érosion éolienne. Ces résidus sont donc réfractaires à l'atténuation naturelle. Une usine de cogénération utilisant la combustion de résidus forestiers (Chapais-Énergie) désirait valoriser ses résidus de cendre et restaurer 70 ha du parc d'Opémiska.

- **Phytostabilisation** à l'aide d'une couverture végétale et de cendres de résidus miniers hostiles à la vie (faible teneur en matières organiques, faible capacité d'échange cationique et concentration minime de nutriments, concentration moyenne en cuivre).

- **Amendements**: Des cendres issues de l'usine de cogénération (pH 13) ont été incorporées jusqu'à une profondeur de 1 m pour stabiliser la surface (agrégation). Pour créer un lit d'ensemencement de 15 cm de profondeur, des sciures de bois et des boues de décantation de pâtes et papiers ont été utilisées pour fournir de l'azote, des fibres structurantes ainsi que des microorganismes vivants.

- **Plantation**: Une variété d'avoine adaptée au climat nordique a été semée la première année. Des mycorhizes et de l'urée ont aussi été ajoutées. L'année suivante, cet engrais vert a été incorporé au sol. Ensuite, à l'abri d'un autre ensemencement d'avoine, un consortium de plantes (trèfle blanc, lotier et phléole des prés ou mil) a été établi (Figure 15).

- **Fonctionnement**: Les plantes et les microorganismes de la rhizosphère génèrent divers acides organiques (humique, fulvique) qui migrent dans le sol, entraînant certains minéraux qui précipitent sous la zone des racines.

- **Résultats**: Après 11 ans, les plantes ont accéléré le phénomène de podzolisation (Figure 16). Comparé au podzol naturel situé à proximité (âgé d'environ 800 ans), le podzol recréé semble relativement stable. Il y a eu formation d'une croûte indurée à 15-20 cm de profondeur bloquant le passage de l'air et de l'eau. Dans cet horizon, il y a aussi eu déposition des métaux (Mn, Zn, Bo), et une diminution de leur infiltration vers la nappe phréatique. Entre 70 et 90 % de l'eau de pluie ruisselle maintenant à la surface du sol. On a ainsi réduit la lixiviation vers la nappe phréatique. Le niveau de cette nappe phréatique, auparavant élevé, s'est abaissé, minimisant le contact entre les résidus miniers et l'eau souterraine. Grâce aux légumineuses, aucun apport d'azote n'est nécessaire sur le site. Les plantes échantillonnées présentaient aussi un fort niveau de mycorhization. La technique adaptée au milieu nordique peut être utilisée sur d'autres sites miniers.

- **Limite**: Bien que le site bien revégétalisé semble propice au retour de la faune et de la flore, il faut rester prudent pour éviter de déstabiliser le site. Ainsi, 10 ans après l'amorce de phytostabilisation, des arbres ont été plantés par des membres de la communauté. Un suivi étroit du site a été nécessaire pour s'assurer que cela ne favoriserait pas l'infiltration.

- **Direction**: Chapais-Énergie sec, Biolistik Lté (Lucien Bordeleau)

- **Référence**: [49-52]

Figure 16

Phénomène de podzolisation, sous le couvert végétal, assurant une phytostabilisation avancée d'anciens résidus miniers impropres à la vie.

8.5 TRAITEMENT DE SÉDIMENTS DRAGUÉS AU PORT DE MONTRÉAL

Figure 17

Sédiments de la rivière Saint-Charles avant phytoremédiation.

- **Historique**: Le fleuve St-Laurent et la rivière St-Charles (à Québec) ont subi 200 ans d'activités industrielles (notamment des raffineries de pétrole) qui ont entraîné diverses contaminations, incluant des HAP, du Zn, du Pb et du Cu. Le dragage est la méthode classique de décontamination, mais le traitement de cette boue est coûteux.

- **Phytoextraction, phytovolatilisation et phytostabilisation**: Décontamination de 1400 tonnes de sédiments HAP, du Zn, du Pb et du Cu épandu sur 40 cm d'épaisseur (675m^2) durant des essais de 2007 à 2009 (Figure 17).

- **Plantation**: Des plantes indicatrices capables d'accumuler les métaux lourds et de produire beaucoup de biomasse: fétuque rouge traçante (*Festuca rubra*), fétuque élevée (*Festuca eliator*), agropyre (*Agropyron repens*), ray-grass (*Lolium perenne*), fléole des prés (*Phleum pratense*), lotier corniculé (*Lolium corniculatus*), trèfle blanc (*Trifolium repens*) et tanaisie vulgaire (*Tanacetum vulgare*).

- **Amendements**: Compost de pâte à papier et mycorhizes arbusculaires *Glomus intraradices* pour accroître la biomasse aérienne et augmenter l'absorption des métaux.

- *Résultats*: Un couvert végétal a pu être mis en place sur les sédiments (Figure 18). Les mycorhizes, le compost et une plus grande biodiversité ont permis d'obtenir une meilleure couverture végétale. Les végétaux ont accumulé des teneurs intéressantes en métaux lourds. Les végétaux, l'exposition à l'air et aux rayons du soleil semblent tous avoir contribué à diminuer la teneur en HAP. Cependant, la décontamination complète des métaux n'a pu être achevée durant les trois années du projet, et les sédiments prétraités ont été enfouis.

- **Direction**: Alfred Jaouich, Antoine Karam, Philippe Giasson (Enutech)

- **Référence**: [35]

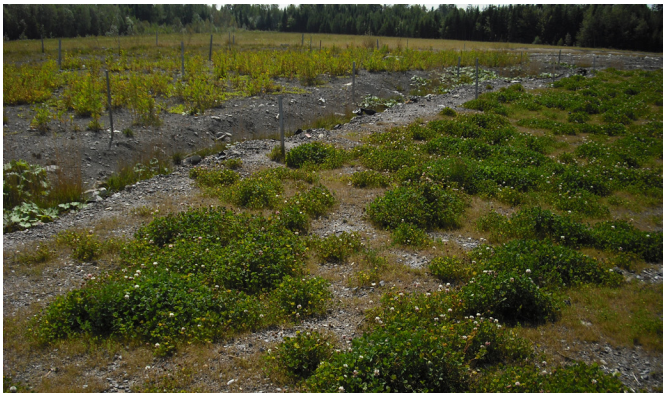


Figure 18

Projet de phytoremédiation avec diverses herbacées et des mycorhizes sur des sédiments du Port de Montréal.

8.6 DÉCONTAMINATION DE TERRES PRÈS D'UNE FONDERIE

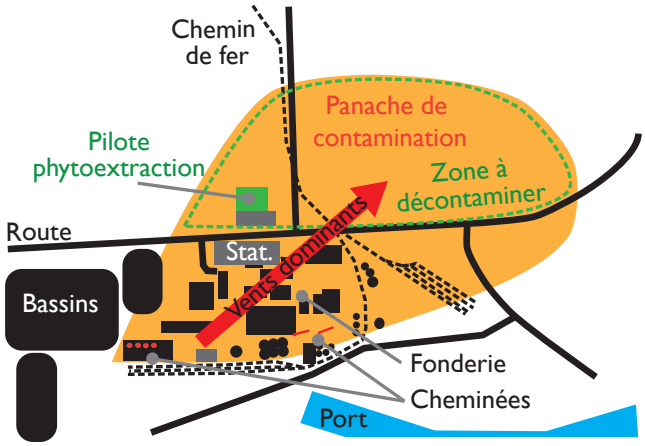


Figure 19
Projet de phytoextraction dans une fonderie.

- **Historique**: Une fonderie en opération depuis plus de 40 ans dans la région de Montréal a entraîné la contamination de vastes étendues de terres (>10 ha). En aval éolien de la cheminée, du zinc et du cadmium se sont redéposés à la surface du sol (Figure 19).

- **Phytoextraction**: Un mélange de plantes spécialement adaptées aux sites dégradés a été utilisé.

- **Amendements**: Trois souches de champignons mycorhiziens ont été utilisées durant les essais (*Glomus intraradices*, *G. mossae* et *G. etunicatum*). Aucune fertilisation n'a été ajoutée au site pour maximiser la colonisation mycorhizienne des plantes.

- **Plantation**: Après un labour, 384 m^2 de terre ont été ensemencés avec un mélange d'herbacées (25 % agropyre à crête, 20 % fétuque rouge traçante Salsa, 20 % fétuque élevée Typton, 15 % raygrass vivace Vail, 11 % fétuque durette Slalon, 5 % lotier corniculé, et 4 % trèfle blanc). Pendant l'été, de la verge d'or, de la vesce jargeau et du phragmite ont spontanément colonisé le terrain, jusqu'à représenter 10% de la biomasse.

- **Résultats**: Après une saison de croissance, la végétation a produit environ 1,4 tonnes/ha de biomasse (humide; Figure 20). Le Zn, initialement très concentré dans le sol (>6200 mg/kg) a été fortement accumulé dans la biomasse végétale (1800 mg/kg). Le Cd (concentration dans le sol 32 mg/kg) a aussi été accumulé dans la biomasse (21 mg/kg).

- **Défis**: Les essais ont duré deux ans, soit trop peu de temps pour apercevoir une diminution significative des métaux dans le sol. Les projets en phytoremédiation ont besoin de beaucoup plus de temps pour être efficaces. Parce que le propriétaire du terrain a l'obligation légale de décontaminer le site lorsqu'il cessera ses activités industrielles, et parce que les essais préliminaires ont donné des résultats intéressants, un déploiement à plus grande échelle et sur une durée plus grande est envisagé.

- **Direction**: Philippe Giasson (Enutech)

- **Référence**:[15]

Figure 20
Projet pilote de phytoextraction à l'aide d'un mélange d'herbacées.

9.0 RESSOURCES EN PHYTOREMÉDIATION

Si vous êtes aux prises avec un problème de contamination et que vous voulez explorer l'option de la phytoremédiation plusieurs ressources sont à votre disposition. La Société Québécoise de Phytotechnologies (www.phytotechno.com) et l'Association Canadienne de Réhabilitation des Sites Dégradés – Chapitre Québec (www.acrsd-quebec.org) comptent plusieurs membres qui sont actifs à divers niveaux dans ce domaine. Si peu d'entreprises québécoises spécialisées exclusivement dans les phytotechnologies ont réalisé des projets au Québec en 2016, vous pourriez vous tourner vers des firmes d'éco-conseil ou de génie-conseil qui ont développé des services en complémentarité avec d'autres solutions environnementales. Plusieurs sociétés américaines ont aussi développé une expertise maison pour résoudre à l'interne certains problèmes de contamination liés à leurs activités, et certains partagent leurs bons coups et leurs échecs via des forums spécialisés (Petroleum Environmental Research Forum, PERF; Remediation Technologies Development Forum, RTDF).

Le gouvernement du Québec et le Fond municipal vert de la Fédération canadienne des municipalités offrent des aides financières pour la réhabilitation des terrains contaminés. Le programme ClimatSol Plus financé par le Fonds vert (enveloppe totale de 55 millions sur 5 ans) vise à soutenir financièrement les municipalités et d'autres demandeurs souhaitant réhabiliter des terrains contaminés, incluant ceux ayant un fort potentiel de développement économique. Des agences gouvernementales (comme l'agence américaine de protection de l'environnement, USEPA) mettent aussi à la disposition du public des données techniques (https://clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/Phytotechnologies/cat/Overview/) ou du financement pour des projets particuliers. Le gouvernement du Canada a aussi créé un site permettant de comparer diverses approches de remédiation, avec plusieurs données techniques sur les analyses requises et le type de contaminants, incluant des techniques de phytoremédiation (http://gost.irb-bri.cnrc-nrc.gc.ca/techlst.aspx?ind_lang=fr). Il existe des bases de données de plantes spécialisées pour la décontamination de divers types de polluants, par exemple les hydrocarbures pétroliers (PHYTOPET) ou encore les métaux et les métalloïdes (PHYTOREM).[4] Une base de données en ligne peut aussi être utilisée pour choisir les bonnes plantes adaptées à divers polluants (www.steviefamulari.net/phytoremediation/index.php). Enfin, il y a aussi plusieurs laboratoires académiques actifs dans la recherche et le développement de nouvelles applications de la phytoremédiation, notamment à l'Institut de Recherche en Biologie Végétale, et ils pourraient être intéressés à réaliser de nouveaux projets de phytoremédiation sur des sites particuliers.

10.0 BIBLIOGRAPHIE

1. De Sousa, C., Contaminated sites: The Canadian situation in an international context. *Journal of Environmental Management* **2001**, 62, (2), 131-154.
2. Chevrier, É. La phytoremédiation, une solution d'avenir pour le Québec. Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada, 2013.
3. Delisle, S., Les phytotechnologies donnent des résultats. *Québec Vert*, 2011; Vol. Printemps 2011, pp 52-54.
4. Pilon-Smits, E., Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* **2005**, 56, 15-39.
5. Glass, D. J., Current market trends in phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation* **1999**, *1*, (1), 1-8.
6. Daily, G. C.; Alexander, S.; Ehrlich, P. R.; Goulder, L.; Lubchenco, J.; Matson, P. A.; Mooney, H. A.; Postel, S.; Schneider, S. H.; Tilman, D., *Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems*. Ecological Society of America Washington (DC): 1997; Vol. 2.
7. Watharkar, A. D.; Jadhav, J. P., Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and, *Gailardia grandiflora*: a plant–plant consortial strategy. *Ecotoxicology and environmental safety* **2014**, 103, 1-8.
8. Labrecque, M.; Pitre, F., Choisir la phytoremédiation. Une alternative végétale durable pour la décontamination des sols. Fiche technique produite pour le compte du Ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche, de la Science et de la Technologie. Projet 11-12-PSVT2-21940. Institut de Recherche en Biologie Végétale, Ed. 2014; p 2.
9. Järup, L., Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin* **2003**, *68*, (1), 167-182.
10. Khan, F. I.; Husain, T.; Hejazi, R., An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of environmental management* **2004**, *71*, (2), 95-122.
11. Conesa, H. M.; Evangelou, M. W.; Robinson, B. H.; Schulin, R., A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *The Scientific World Journal* **2012**, 10.
12. Ghosh, M.; Singh, S., A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ* **2005**, *6*, (4), 18.
13. Peer, W. A.; Baxter, I. R.; Richards, E. L.; Freeman, J. L.; Murphy, A. S., Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification, Springer* **2005**; pp 299-340.
14. Giasson, P.; Jaouich, A.; Gagné, S.; Moutoglis, P., Phytoremediation of zinc and cadmium: a study of arbuscular mycorrhizal hyphae. *Remediation Journal* **2005**, *15*, (4), 113-122.
15. Giasson, P.; Jaouich, A.; Charbonneau, H.; Massicotte, L., Phytorestauration des sites contaminés: Méthodes de disposition des plantes récoltées. *Vecteur Environnement* **2004**, *37*, (5), 42-46.
16. Graham-Rowe, D., Agriculture: Beyond food versus fuel. *Nature* **2011**, *474*, (7352), S6-S8.
17. McGrath, S., Phytoextraction for soil remediation. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York, 1998; pp 261-288.
18. EPA, U., Phytoremediation Resources Guide. Government of the Unites States of America: Washington, USA, 1999; p 56.
19. Black, H., Absorbing possibilities: phytoremediation. *Environmental health perspectives* **1995**, *103*, (12), 1106.
20. Chatterjee, S.; Mitra, A.; Datta, S.; Veer, V., Phytoremediation protocols: an overview. In *Plant-Based Remediation Processes*, Springer: 2013; pp 1-18.
21. Van Aken, B., Transgenic plants for enhanced phytoremediation of toxic explosives. *Current Opinion in Biotechnology* **2009**, *20*, (2), 231-236.
22. Olson, P.; Reardon, K.; Pilon-Smits, E., Ecology of Rhizosphere Bioremediation. *Phytoremediation: transformation and control of contaminants* **2004**, *121*, 317.
23. Massicotte, L.; Giasson, P.; Lequéré, D., L'utilisation de mycorhizes appliquée à la phytostimulation pour la décontamination de sites contaminés par des produits pétroliers. *Vecteur Environnement* **2002**, *35*, (4), 28-29.
24. Fortin-Faubert, M. *Mycoremédiation et phytoremédiation d'un sol contaminé par des contaminants organiques et inorganiques*, Colloque de la Société de Phytotechnologie du Québec, Jardin botanique de Montréal, Montréal (Canada), 2016-06-02; Jardin botanique de Montréal, Montréal (Canada), 2016.
25. Vishnoi, S. R.; Srivastava, P. *Phytoremediation-green for environmental clean*, Proceedings of Taal 2007: the 12th World lake conference, 2008; p 1021.
26. Newman, L. A.; Strand, S. E.; Choe, N.; Duffy, J.; Ekuan, G.; Ruszaj, M.; Shurtleff, B. B.; Wilmoth, J.; Heilman, P.; Gordon, M. P., Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environmental Science & Technology* **1997**, *31*, (4), 1062-1067.
27. ITRC, Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Tree, Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group. 2009; p 204.
28. ADIT, Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 92p. 2006.
29. EPA *Introduction to phytoremediation*, EPA/600/R-99/107; Washington, DC, USA, 2000; p 105.
30. Desjardins, D.; Nissim, W. G.; Pitre, F. E.; Naud, A.; Labrecque, M., Distribution patterns of spontaneous vegetation and pollution at a former decantation basin in southern Québec, Canada. *Ecological Engineering* **2014**, *64*, 385-390.
31. Treshow, M., Pollution effects on plant distribution. *Environmental Conservation* **1980**, *7*, (04), 279-286.
32. Eisenhauer, N.; Beßler, H.; Engels, C.; Gleixner, G.; Habekost, M.; Milcu, A.; Partsch, S.; Sabais, A.; Scherber, C.; Steinbeiss, S., Plant diversity effects on soil microorganisms support the singular hypothesis. *Ecology* **2010**, *91*, (2), 485-496.
33. Mitsch, W. J.; Jørgensen, S. E., Ecological engineering: a field whose time has come. *Ecological engineering* **2003**, *20*, (5), 363-377.
34. Giasson, P.; Jaouich, A., La phytorestauration des sols contaminés au Québec. *Vecteur Environnement* **1998**, *31*, (4), 40-53.
35. Hedhli, M. Phytorestauration des sédiments de la rivière Saint-Charles et du Port de Montréal contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques. Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada, 2010.

36. Quoreshi, A.; Khasa, D., Effectiveness of mycorrhizal inoculation in the nursery on root colonization, growth, and nutrient uptake of aspen and balsam poplar. *Biomass and Bioenergy* **2008**, *32*, (5), 381-391.

37. Khasa, P.; Sigler, L.; Chakravarty, P.; Dancik, B.; Erickson, L.; Mc Curdy, D., Effect of fertilization on growth and ectomycorrhizal development of container-grown and bare-root nursery conifer seedlings. *New Forests* **2001**, *22*, (3), 179-197.

38. Guidi, W.; Kadri, H.; Labrecque, M., Establishment techniques to using willow for phytoremediation on a former oil refinery in southern Quebec: achievements and constraints. *Chemistry and Ecology* **2012**, *28*, (1), 49-64.

39. Guidi Nissim W.; Voicu, A.; Labrecque, M., Willow short-rotation coppice for treatment of polluted groundwater. *Ecological Engineering* **2014**, *62*, 102-114.

40. Labrecque, M.; Teodorescu, T. I.; Babeux, P.; Cogliastro, A.; Daigle, S., Impact of herbaceous competition and drainage conditions on the early productivity of willows under short-rotation intensive culture. *Canadian journal of forest research* **1994**, *24*, (3), 493-501.

41. Giasson, P.; Jaouich, A.; Cayer, P.; Gagné, S.; Moutoglis, P.; Massicotte, L., Enhanced phytoremediation: A study of mycorrhizoremediation of heavy metal–contaminated soil. *Remediation Journal* **2006**, *17*, (1), 97-110.

42. Schnoor, J.; Dee, P., Technology evaluation report: phytoremediation. *Technology evaluation report: phytoremediation* **1997**.

43. Pitre, F.; Teodorescu, T.; Labrecque, M., Brownfield phytoremediation of heavy metals using Brassica and Salix supplemented with EDTA: Results of the first growing season. *Journal of Environmental Science and Engineering* **2010**, *4*, (9), 51.

44. Ernst, W. H. O., Phytoextraction of mine wastes – Options and impossibilities. *Chemie der Erde - Geochemistry* **2005**, *65*, Supplement 1, 29-42.

45. Guidi Nissim, W.; Jerbi, A.; Lafleur, B.; Fluet, R.; Labrecque, M., Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological Engineering* **2015**, *81*, 395-404.

46. Ville de Chapais, Mémoire de la Ville de Chapais présenté à la commission sur les enjeux énergétiques du Québec. 2013; p 11.

47. Bordeleau, L., Phytoréacteur: Le procédé d'épuration par la rhyzosphère naturel, esthétique, économique et efficace. Cap-Rouge, Québec, 1998.

48. Bordeleau, L., Épuration des eaux usées par la rhyzosphère des phragmites. *Recueil des actes, congrès 1998, Ordre des Agronomes du Québec* **1998**, 41-44.

49. Ville de Chapais, Communiqué de Presse - Dévoilement d'un succès scientifique régional permettant la réhabilitation des sites miniers par les cendres forestières. Anctil, A., Ed. Chapais, Québec, Canada, 2013.

50. Niosi, L., Chapais Énergie redonne vie au parc Opémiska. *La Presse* 2013-03-01, 2013.

51. Bordeleau, L.; Juge, C., Establishing permanent vegetation on the opemiska tailing site in Mid-North Québec: The successful soil-plant-microbes combination. *Canadian Reclamation* **2014**, *14*, (1), 28-35.

52. Bordeleau, L., Les microorganismes à la rescousse du Nord: La vie dans le sol avant la vie sur le sol. *Agro-Nouvelles (Blogue de l'Ordre des Agronomes du Québec)* **2016**, 5 p.

11.0 DROITS DE REPRODUCTION

Date d'émission :
1er juin 2016

Date de dernière modification :
N/A

Droits d'auteur : Société québécoise de phytotechnologie

Recherche, rédaction et illustrations:
Louise Hénault-Ethier

Photographies:
Merci à Lise Servant de la Médiathèque du Jardin botanique de Montréal pour plusieurs photos : Frédéric Pitre (IRBV, Figure 7-1), Ahmed Jerbi (IRBV, Figure 7-3 et 11), Jardin botanique de Montréal (Figure 7-4 et 7-5), Édith Smeesters (Figure 7-6), Michel Tremblay (Figure 7-7), Normand Fleury (Figure 7-9), Gilles Murray (Figure 7-10 et 7-11). Autres photos par Pixabay (Figure 7-2), Louise Hénault-Ethier (Figure 7-8), Michel Labrecque (IRBV, Figure 9), Lucien Bordeleau (Biolistik, Figure 13, 15 et 16) et Philippe Giasson (Enutech, Figure 17, 18 et 20).

Merci aux personnes qui ont fourni des informations, de la documentation ou ont participé à la révision de cette fiche: Les membres du conseil d'administration 2016 de la SQP, Michel Labrecque (IRBV), Lise Servant (Jardin botanique de Montréal), Frédéric Pitre (IRBV), Philippe Giasson (Enutech), Marc Hébert (MDDELCC), Antoine Karam (Université Laval), Sébastien Hue (Viridis), Martin Beaudoin-Nadeau (Viridis-Terra Innovations), Lucien Bordeleau (Biolistik), Ahmed Jerbi (IRBV), Éric Clayessen, Maxime Fortin Faubert (IRBV), Isabelle Dupras (Horticulture Indigo), Michel Rousseau (Groupe Rousseau Lefebvre), et Alexis Fortin.

Droits de reproduction à des fins non commerciales

L'information de cette fiche peut être reproduite à des fins personnelles ou publiques non commerciales sans autorisation de la Société québécoise de phytotechnologie (SQP). Les photos fournies par la médiathèque du Jardin botanique de Montréal ne peuvent faire l'objet d'une reproduction dans tout autre document sans consentement écrit.

Toutefois, les conditions suivantes s'appliquent :

- La source de l'information doit être ainsi citée : Société québécoise de phytotechnologie, Fiches techniques de la SQP. La phytoremédiation. *1er juin 2016. www.phytotechno.com*
- L'utilisateur doit prendre soin de conserver l'exactitude des documents reproduits.
- La copie ne peut être présentée en tant que version officielle originale.
- La copie ne peut être présentée comme étant faite en affiliation avec la SQP ou avec son aval.

Droits de reproduction à des fins commerciales :

La reproduction à des fins commerciales, en tout ou en partie, de cette fiche et de tout autre document publié par la SQP est interdite sans la permission écrite de la SQP. Par cette autorisation, la SQP cherche à s'assurer de la diffusion des versions les plus exactes et actualisées des documents dont elle dispose. On peut obtenir une autorisation de reproduction à des fins commerciales en s'adressant à :

SOCIÉTÉ QUÉBÉCOISE DE PHYTOTECHNOLOGIE
2030, Boul. Pie-IX, bureau 403
Montréal (Québec) Canada H1V 2C8
PHYTOTECHNO.COM

Courriel :
info@phytotechno.com

Mise en garde :

La présente fiche est un instrument d'information. Son contenu ne constitue aucunement une recommandation, une liste exhaustive de procédés ou de règles en vigueur. Il demeure la responsabilité du lecteur de se référer aux recommandations, procédés et règlements en vigueur, ainsi qu'à toutes autres normes applicables, le cas échéant.

Annexe I

Exemple de quelques plantes ayant un potentiel de phytoremédiation disponibles sur le marché commercial québécois, ou présents dans nos écosystèmes. Leur port (Herbacée, arbuste ou arbre) et leur habitat (terrestre, aquatique, riverain ou saumâtre) sont décrits. Quelques exemples d'applications de leur potentiel de phytoremédiation sont donnés, avec des commentaires. Pour la disponibilité commerciale: D = Disponible; MA = Disponible sur le marché agricole; DS = Disponible sous forme de semences; ND = Non-disponible ou difficile à se procurer. En plus des références citées dans le texte, les références 2, 4, 8, 13, ainsi que la base de données PLANTS du USDA (Département américain de l'agriculture) et Canadensys ont été utilisées pour compléter le tableau.

Nom latin	Nom commun	Famille	Introduite (Québec)	Indigène	Disponibilité	Herbacée	Arbuste	Arbre	Plante terrestre	En milieu riverain	Plante aquatique	Eau saumâtre	Hyperaccumulatrice	Forte biomasse	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phyto ou rhizodégradation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Commentaires
Acer rubrum	Érable rouge	Sapindaceae		×	D			×	×	×					×					Accumulateur de césium ou plutonium
Acer saccharinum	Érable argenté	Sapindaceae		×	D			×	×	×		×			×	×				BPC, TCE, chlorure de vynile
Achillea millefolium	achillée millefeuille	Asteraceae	×		D	×			×						×					Accumulateur de cadmium
Agrostis capillaris	Agrostide capillaire	Poaceae	×		DS	×			×	×			×		×					Capable d'accumuler des radionuclides, de l'aluminium, de l'arsenic, du plomb, du manganèse ou du zinc
Amaranthus retroflexus	Amarante à racine rouge	Amaranthaceae	×		ND	×			×	×					×					Plante capable d'accumuler le cadmium, le césium, le nickel et le zinc. Difficile à obtenir commercialement mais utilisé dans le marché des plantes médicinales donc potentiellement disponible.
Ambrosia artemisiifolia	Petite herbe à poux	Asteraceae	×		ND	×			×	×			×		×					Plante capable d'hyperaccumuler le plomb, aussi utile pour contrer l'érosion. Non disponible commercialement mais les semences peuvent facilement être récoltées. Attention à l'endroit où elle est utilisée, cette plante peut être envahissante et causer des problèmes de santé (allergies).
Armoracia rusticana	Raifort	Brassicaceae	×		D	×			×	×						×				Ses racines peuvent produire des peroxydases
Avena sativa	Avoine	Poaceae			MA	×			×										×	Plante capable de phytostabiliser les sites contaminés à l'arsenic, cadmium, cobalt, cuivre, plomb, nickel et zinc. Plante éphémère au Québec. Plante disponible.

Nom latin	Nom commun	Famille	Introduite (Québec)	Indigène	Disponibilité	Herbacée	Arbuste	Arbre	Plante terrestre	En milieu riverain	Plante aquatique	Eau saumâtre	Hyperaccumulatrice	Forte biomasse	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phyto ou rhizodégradation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Commentaires
Bouteloua (anc. Buchloe) dactyloides	Buchloé faux-dactyle	Poaceae			D	×			×								×			Système racinaire dense et profond offrant une large surface de contact. Bon soutien contre l'érosion.
Brassica juncea	Moutarde d'Inde	Brassicaceae	×		MA	×			×				×					×		La moutarde indienne, une autre Brassicacée, est communément utilisée pour la phytoextraction du plomb et de cuivre. Plante terrestre, croissance rapide, forte biomasse, grande tolérance aux organiques et aux inorganiques.
Brassica sp.	Moutarde	Brassicaceae			MA	×			×							×				Grande capacité à volatiliser le sélénium
Carex normalis	Carex normal	Cyperaceae		×		×				×					×					Plantes capables d'accumuler des BPC dans leurs tissus. Fait partie de liste d'espèces de la flore vasculaire menacées ou vulnérables susceptibles d'être ainsi désignées (version avril 2016).
Cucurbita pepo (ex. ssp pepo cv Howden ou cv Goldrush)	Courge	Cucurbitaceae			DS	×			×						×					Plantes capables d'accumuler des BPC dans leurs tissus
Datura innoxia	stramoine inoffensive	Solanaceae							×								×			Exsudats racinaires contenant des enzymes (peroxidase, laccase, nitrilase) pouvant dégrader certains polluants, incluant des explosifs (TNT, RDX, HMX). Plante éphémère au Québec.
Distichlis spicata	distichlis dressé	Poaceae				×			×	×		×								Plante indigène dans d'autres régions au Canada, non-documentée au Québec. Utilisé pour la restauration des milieux côtiers.
Eichhornia crassipes	jacinthe d'eau	Pontederiaceae			D	×					×							×		Plante flottante, facilitant la récolte. Espèce envahissante
Elodea sp.	Élodée	Hydrocharitaceae		×	D	×					×							×		Grande production d'enzymes dégradant les matières organiques
Lolium (anc. Festuca) arundinacea	fétuque élevée	Poaceae	×		D	×			×	×					×					Plantes capables d'accumuler des BPC dans leurs tissus. Peut-être utilisée pour le contrôle de l'érosion ou sur les sites peu fertiles.

Nom latin	Nom commun	Famille	Introduite (Québec)	Indigène	Disponibilité	Herbacée	Arbuste	Arbre	Plante terrestre	En milieu riverain	Plante aquatique	Eau saumâtre	Hyperaccumulatrice	Forte biomasse	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phyto ou rhizodégradation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Commentaires
Festuca sp.	fétuque	Poaceae		×	D	×			×								×			Système racinaire dense et profond offrant une large surface de contact.
Helianthus annuus	tournesol	Asteraceae	×		D	×			×				×					×		Plante terrestre, croissance rapide, forte biomasse, grande tolérance aux organiques et aux inorganiques. Peut accumuler les radionuclides. Besoin du plein soleil.
Lemna sp.	Duckweed	Araceae		×	D	×					×							×		Petite plante aquatique flottante
Lolium sp.	Ivraie	Poaceae	×		D	×			×	×							×			système racinaire dense et profond offrant une large surface de contact.
Lycopersicon peruvianum	Peruvian nightshade	Solanaceae			D	×			×								×			Exsudats racinaires contenant des enzymes (peroxydase, laccase, nitrilase) pouvant dégrader certains polluants, incluant des explosifs (TNT, RDX, HMX). Introduit en Californie, non-documenté ailleurs en Amérique du Nord.
Medicago sativa	Luzerne	Fabaceae	×		MA	×			×							×				Peut volatiliser des hydrocarbures chlorés. Cette plante qui fixe l'azote et a un fort potentiel d'évapotranspiration stimule l'activité microbienne, ce qui augmente l'oxydation des résidus organiques.
Morus rubra	Mûriers	Moracea			D		×	×	×	×							×			Plante pouvant stimuler les microorganismes impliqués dans la dégradation des BPC et HAP grâce à leur production de composés phénoliques. Sécrète des composés phénoliques dans le sol favorisant la dégradation des BPC et HAP par les bactéries. Plante indigène de l'Ontario. Certains cultivars disponibles sur le marché québécois.
Nicotiana tabacum	Tabac commun	Solonaceae			MA	×			×				×							Plante à croissance rapide, forte production de biomasse, facile à récolter, propagation facile avec les graines, très tolérantes aux différentes conditions de croissance et aux polluants organiques et inorganiques. Peut bioaccumuler le cadmium, peu affecté par les BPC et le TNT.

Nom latin	Nom commun	Famille	Introduite (Québec)	Indigène	Disponibilité	Herbacée	Arbuste	Arbre	Plante terrestre	En milieu riverain	Plante aquatique	Eau saumâtre	Hyperaccumulatrice	Forte biomasse	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phyto ou rhizodégradation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Commentaires
Panicum sp.	Panic	Poaceae		×	D	×			×	×							×			Système racinaire dense et profond offrant une large surface de contact.
Polypogon sp.	Rabbitfoot grass	Poaceae	×		ND	×										×				Grande capacité à volatiliser le sélénium
Populus sp. (i.e. Populus deltoides x nigra)	Peuplier hybride	Salicacée	×	×	D			×	×	×			×			×	×		×	Établissement facile, croissance rapide, bon couvert végétal, entretien facile, fort potentiel d'absorption de certains polluants environnementaux. Utilisé pour traiter des pollutions agricoles, industrielles, des égouts, de l'eau usée municipale et du lixiviat minier. Le plus populaire grâce à son fort potentiel d'évapotranspiration, facilitant le mouvement des polluants vers le haut dans l'eau souterraine ou vers l'atmosphère. Un peuplier mature peut transpirer entre 200 et 1000 litres d'eau par jour. Capacité à dégrader et/ou volatiliser des polluants comme le TCE ou l'atrazine. Il peut aussi dégrader des résidus d'explosifs.
Salix sp.	Saules	Salicacée	×	×	D		×		×	×						×	×		×	Établissement facile, croissance rapide, bon couvert végétal, fort potentiel d'évapotranspiration, entretien facile, fort potentiel d'absorption de certains polluants environnementaux. Utilisé pour traiter des pollutions agricoles, industrielles, des égouts, de l'eau usée municipale et du lixiviat minier.
Spartina sp.	Cordgrass	Poaceae		×	D							×						×		Croissance rapide, souvent en colonies denses, surtout en milieu côtier salin.
Thlaspi caerulescens	Thlaspis	Brassicacées			ND	×			×				×							Les Thlaspis appartiennent à la famille des Brassicacées et sont efficaces pour la phytoextraction du zinc, du cadmium et du nickel
Typha sp. (i.e. Typha latifolia)	Quenouilles	Typhaceae		×	D	×				×	×	×						×		Tolérants, croissance rapide, forte biomasse. Bon potentiel pour absorber le sélénium. Utilisé pour le traitement tertiaire des eaux usées.