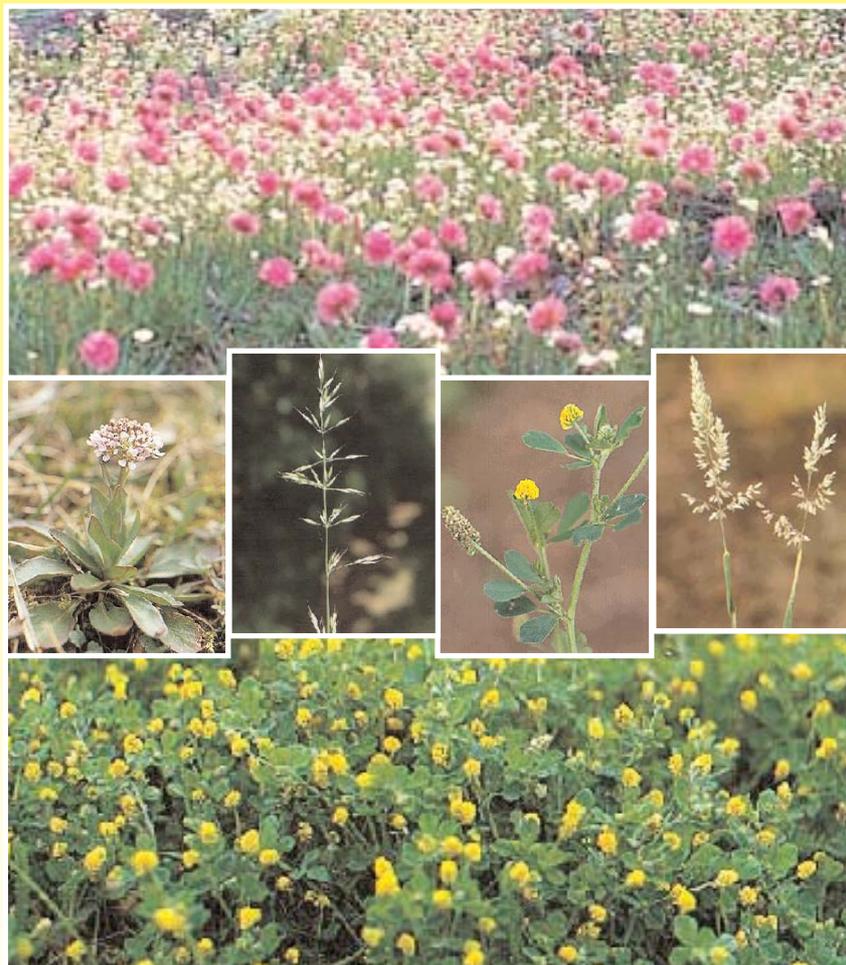


# LE PHYTOMANAGEMENT

Eléments de synthèse





# *LE PHYTOMANAGEMENT*

*Eléments de synthèse*

Henri-Charles DUBOURGUIER, Daniel PETIT  
Annabelle DERAM, Catherine LOGEAY

*Octobre 2001*

Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués  
17, rue Edouard Delesalle - F 59800 LILLE

Octobre 2001

ISBN 2-9517290-0-6

***AUTEURS :***

**Henri-Charles DUBOURGUIER,**  
Directeur de Recherches INRA, ISA

**Daniel PETIT,**  
Professeur des Universités, Lille 1

**Catherine LOGEAY**  
Ingénieur en Agriculture, ISA

**Annabelle DERAM,**  
Ingénieur d'études, OPHRYS

***AVEC LA PARTICIPATION DE :***

**Vianney ALLARD,**  
Ingénieur d'études, OPHRYS

**Anne LEFRANÇOIS,**  
Chargée de mission scientifique,  
Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués

*Mise à jour : Daniel PETIT, mars 2001*



# Sommaire

<b>INTRODUCTION</b>	p.7	<b>III.3 L'influence des polluants sur la végétation</b>	p.22
<b>I. POURQUOI REVEGETALISER ?</b>	p.9	<b>III.4 Les interactions au niveau des écosystèmes sol-végétal</b>	p.23
<b>I.1 Sols et sédiments pollués</b>	p.9	<b>IV. LA PHYTOREMEDIATION</b>	p.25
<b>I.2 Les différentes revégétalisations</b>	p.9	<b>IV.1 Historique</b>	p.25
La revégétalisation paysagère	p.9	<b>IV.2 Définitions</b>	p.25
La revégétalisation dépolluante	p.9	<b>IV.3 Intérêts de la phytoremédiation</b>	p.26
La revégétalisation temporaire ou préverdissement	p.9	Les concepts	p.26
<b>I.3 Les intérêts de la végétalisation</b>	p.10	Les limites	p.28
<b>II. COMMENT REVEGETALISER ?</b>	p.13	<b>IV.4 La phytostabilisation des polluants métalliques</b>	p.29
<b>II.1 Le choix des espèces</b>	p.13	<b>IV.5 La phytoextraction des polluants métalliques</b>	p.29
Les critères de ce choix	p.13	Phytoextraction du zinc et du cadmium	p.30
Quelques pistes pour le choix des végétaux	p.14	Phytoextraction potentielle du plomb	p.32
<b>II.2 Les caractéristiques du substrat</b>	p.14	Phytoextraction d'autres éléments	p.33
<b>II.3 La mise en place de la végétation</b>	p.15	<b>IV.6 Les questions essentielles à résoudre lors de la mise en place d'un projet de phytoremédiation</b>	p.34
Les ajouts de sol	p.15	Quelles plantes ?	p.34
Le semis	p.16	Quels traitements ?	p.35
Les plantations	p.17	Quelles techniques ?	p.35
<b>III. LES POLLUANTS ET LA VEGETALISATION</b>	p.19	<b>CONCLUSION</b>	p.37
<b>III.1 La mise en place de populations végétales tolérantes aux métaux lourds, caractéristiques biologiques et physiologiques</b>	p.19	<b>CONTACTS</b>	p.39
<b>III.2 Les polluants et le végétal</b>	p.20	<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	p.41
Le passage des polluants dans la biomasse	p.20	<b>REFERENCES COMPLEMENTAIRES</b>	p.45
Principaux composés organiques synthétisés par les microorganismes de la rhizosphère	p.21		



---

# Introduction

La gestion par les plantes ou « phytomanagement » est une piste de recherche susceptible de répondre à des questions pragmatiques des thématiques opérationnelles du Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués. Le « phytomanagement » est prometteur sur le plan technique, économique et juridique.

Un groupe ressources PHYTO a été mis en place dans la région Nord - Pas de Calais. Il est animé par Henri-Charles DUBOURGUIER (Directeur de Recherches INRA au laboratoire Sols et Environnement de l'Institut Supérieur d'Agriculture de Lille). Il rassemble actuellement des spécialistes des laboratoires Sol et environnement - ISA, CNRSSP, Centre de phytosociologie de Bailleul, Conservatoire de botanique, CREID, INRA, Chimie analytique et marine, Génétique et évolution des populations végétales, Ecophysiologie des invertébrés du sol - Université de Lille I, Mycologie phytopathologie environnement - Université du Littoral - Côte d'Opale, Botanique, faculté de pharmacie, Réseau de synécologie végétale - Université de Lille II, MNHN de Paris, Université de Reading,...

Dans le cadre d'un séminaire sur la bioremédiation et la phytostabilisation qui s'est tenu le 26 mars 1998 à Lille, des pistes de réflexion ont été amorcées :

- Il est nécessaire de programmer des actions dans le temps pour avoir un retour d'expériences scientifiquement fondé sur l'extraction ou sur l'immobilisation à long terme des polluants.
- Lorsque l'on cultive des plantes sur des terrains pollués, il faut prendre en considération l'ensemble de la filière

développée et se soucier notamment de la gestion en aval de la biomasse produite.

- Il existe de nombreux éléments qui ne sont pas pris en compte dans les diagnostics de sols classiques (Sb, Se...) et qui sont potentiellement toxiques.
- Les expérimentations pilotes de terrain sont la clef du développement des connaissances scientifiques qui sont elles mêmes la base des réflexions engagées en termes d'aménagement du territoire (réhabilitation de sites pollués, technologies douces de traitement des pollutions diffuses,...).

L'émergence de projets de recherches opérationnelles, les expérimentations et démonstrations *in-situ* de technologies douces de réhabilitation de sites, la communication des savoir-faire régionaux et des résultats scientifiques auprès des acteurs du Pôle de Compétence pourront s'accroître et enrichir les réflexions des maîtres d'ouvrages potentiels de la gestion des sols et des sédiments pollués.

Le concept de « phytomanagement » recouvre l'ensemble des méthodes permettant la gestion de sites et de sols industriels ou fortement anthropisés grâce à l'utilisation de végétaux dans une perspective de développement durable.

Les éléments de synthèse qui vous sont présentés dans ce document sur le « phytomanagement » indiquent les éléments scientifiques à prendre en compte pour la gestion par les plantes des pollutions (métalliques et organiques) diffuses. Vous y trouverez la réponse aux questions simples mais fondamentales telles que : Pourquoi et comment reconquérir un site en revégétalisant ? Qu'est-ce que la « phytoremédiation » ?



---

# I. Pourquoi revégétaliser ?

## I.1. SOLS ET SEDIMENTS POLLUES

Le nombre important de terrains pollués par une activité industrielle ancienne ou par des dépôts de produits de curage/dragage contaminés entraîne le problème de la gestion de ces sites et de leur éventuel traitement.

La valorisation et la requalification de sites pollués peut se faire par une alternative de traitement qu'est la végétalisation à partir d'espèces particulières, tolérantes aux pollutions notamment.

L'objectif est double : valoriser des sites de dépôts de sédiments contaminés et réhabiliter des sites industriels. Ceci peut se faire en se servant des plantations pour extraire les polluants du sol, en intégrant alors la notion de filière économique de la biomasse produite, pour immobiliser les polluants dans le sol et éviter la migration vers une nappe sous-jacente par exemple, *etc.*

## I.2. LES DIFFERENTES REVEGETALISATIONS

Les rôles de la végétation sont mis en valeur dans différents types de revégétalisation (paysagère, dépolluante), et en fonction de l'utilisation ultérieure du site (revégétalisation temporaire). Cette classification n'est sans doute pas exhaustive et reste relativement artificielle, puisqu'il est possible de combiner deux ou même trois types de revégétalisation et de les mener de front.

### **La revégétalisation paysagère**

Deux paysagistes se sont exprimés à ce sujet, lors de l'Atelier Environnement des Assises du Bassin Minier du Nord - Pas de Calais, qui se sont tenues le 10 mai 1995 à Rieulay dans le Nord.

- ALAIN FRETET de l'Ecole Nationale Supérieure du Paysage de Versailles a insisté sur la nécessité de représenter le passé de la friche dans le paysage. Le but est, dit-il, de "faire passer l'émotion de l'histoire minière, de la dimension du temps, par le paysage" ;

- FRANÇOIS-XAVIER MOUSQUET de l'Agence Paysages (Lille - 59) ajoute que, chaque friche ayant sa personnalité écologique, économique et politique, il faut refuser toute attitude systématique et banalisante. De plus, il faut prendre garde à ne pas faire d'une friche industrielle une "friche végétale", c'est-à-dire une friche au sens social, non réinvestie par les populations environnantes, ce qui conduirait à un échec de la requalification.

### **La revégétalisation dépolluante**

La végétation peut être un moyen de dépollution. Des expériences sont menées à petite échelle mais surtout en laboratoire. Leur présentation fera l'objet de paragraphes ultérieurs (*cf.* p. 23 et suivantes).

### **La revégétalisation temporaire ou pré-verdissement**

La revégétalisation temporaire ou le pré-verdissement permet une mise en valeur rapide et importante du site sans pour autant compromettre des possibilités ultérieures d'utilisation économique, résidentielle ou publique. "Pré-verdir", c'est préparer le devenir d'un espace en le végétalisant et en changeant son image, rendre un site attractif dans l'attente d'une autre activité (RICHARDS *et al.*, 1993), en "créant un paysage symbole du renouveau" (HARDY cité par SIMENC, 1995). L'objectif est d'embellir le site, de contribuer à assécher le sol, de diminuer sa toxicité, de réintroduire la nature.

---

Ce peut-être une simple couverture végétale ou un taillis à courte rotation. Les structures végétales mises en place doivent être autonomes rapidement et demander un minimum d'entretien. Une pratique courante est le semis d'un mélange d'espèces pionnières. Dans un objectif à long terme, on peut y ajouter les espèces d'ombre et/ou les espèces désirées pour la revégétalisation finale.

La végétalisation doit être faite afin de faciliter l'évolution du site (suppressions possibles de végétation). Le pré-verdissement nécessite donc un diagnostic paysager afin d'améliorer le paysage de la friche et de ses limites, en valorisant ses caractéristiques paysagères (paysage, sol, palette végétale,...) (RICHARDS *et al.*, 1993 - MINISTERE DE L'EQUIPEMENT, DU LOGEMENT, DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DES TRANSPORTS, CONSEIL REGIONAL DU NORD PAS DE CALAIS, 1986).

Les avantages d'une revégétalisation temporaire (RICHARDS *et al.*, 1993) sont multiples. Il s'agit de :

- décourager le vandalisme en montrant que la terre est occupée, et en améliorant l'aspect visuel,
- apporter une valeur écologique,
- permettre au terrain d'être vendable sans entraver le développement futur,
- apporter de la matière organique au sol (avec parfois formation d'une litière) donc améliorer la structure du sol.

### **1.3. LES INTERETS DE LA VEGETALISATION**

Quel que soit le devenir choisi pour le site, la revégétalisation peut être envisagée dans la démarche de requalification. En effet, l'insertion d'un site dans son environnement passe souvent par la reconquête végétale, qui lui confère une valeur paysagère, environnementale et économique nouvelle. Cependant, l'intérêt de la revégétalisation ne s'arrête pas à cet

aspect paysager. Les rôles de la végétation sont repris par divers ouvrages sur le traitement des friches et dépôts de déchets (BROWN *et al.*, 1983 ; WALTON et EDWARDS, 1986 ; SIMMONS, 1988).

La végétation assure ainsi plusieurs fonctions :

- une fonction esthétique proche de l'aspect paysager, qui rassure le public, évite le vandalisme et donc la dégradation du site ;
- une fonction de protection du sol, essentiellement en interceptant la pluie et le vent et donc en diminuant leur impact sur le sol. Cette protection varie selon les espèces végétales, la densité de couverture, l'intensité des phénomènes météorologiques ;
- une fonction dans les cycles naturels et les traitements de dépollution, grâce à différents mécanismes :
  - ⇒ translocation des substances du sol à la plante où elles peuvent être transformées et ainsi perdre parfois leur caractère polluant ( phytodégradation),
  - ⇒ apport de matière organique à la mort de la plante et donc amélioration de la structure du sol, de son aération, sa porosité, son drainage, sa capacité de rétention d'eau et de la capacité d'échange d'ions,
  - ⇒ réintroduction de micro-organismes et macro-organismes,
  - ⇒ évaporation, transpiration, et donc élimination des excès d'eau dans le sol et diminution du lessivage vers le sous-sol,
  - ⇒ augmentation de l'infiltration de l'eau,
  - ⇒ renforcement du sol par les racines,
  - ⇒ bioremédiation des sols contaminés par des éléments organiques toxiques. Nous ne ferons que citer le double effet bénéfique de la végétation : les polluants organiques peuvent être extraits par les plantes et accumulés, métabolisés ou volatilisés ; la microflore de la rhizosphère autour des racines des plantes peut accélérer la

---

biodégradation de ces composés (LEE et BANKS, 1993),

Malgré ces atouts, quelques arguments s'opposent à la revégétalisation. Ils concernent essentiellement le devenir des polluants contenus dans les plantes ou dans le sol (BROWN *et al.*, 1983) :

- les plantes récoltées et consommées peuvent introduire des polluants dans la chaîne alimentaire,

- des plantes non exportées, maintiennent dans le sol les polluants s'ils ne sont pas transformés,

- la couverture végétale est un obstacle aux U.V. qui peuvent aider à la décomposition de polluants organiques dans le sol. Or la décomposition photocatalytique est le plus important processus de dégradation abiotique (WANG *et al.*, 1995).



## II. Comment revégétaliser ?

La revégétalisation est réalisée par des paysagistes. Sur la région Nord - Pas de Calais, ils doivent suivre le cahier des charges établi par J. CL. HARDY (paysagiste ayant effectué un recensement de la végétation naturelle des friches) et l'Etablissement Public Foncier (EPF) Ils s'appuient également sur les études éco-phytosociologiques.

Avant de mettre en place une végétation, il est important de connaître les caractéristiques du substrat et son aptitude à recevoir une plantation ou un semis. A la suite, deux approches sont possibles : sélectionner les plantes adaptées à ce substrat ou traiter le substrat pour l'adapter à la végétation voulue.

### II.1. LE CHOIX DES ESPECES

Le choix des espèces doit se faire en fonction du climat et du sol, mais aussi de la végétation naturelle éventuellement présente sur le site (MINISTERE DE L'EQUIPEMENT, DU LOGEMENT, DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DES TRANSPORTS et CONSEIL REGIONAL DU NORD PAS DE CALAIS, 1986).

#### Les critères de ce choix

Pour définir les espèces végétales à utiliser pour la revégétalisation, il faut tenir compte de l'équilibre entre ce que l'on attend de la plante et sa capacité à pousser sur le site. Pour cela, une démarche est proposée par RICHARDS *et al.* (1993), où à chaque étape, seront déterminées les opportunités et les contraintes (figure n°1).

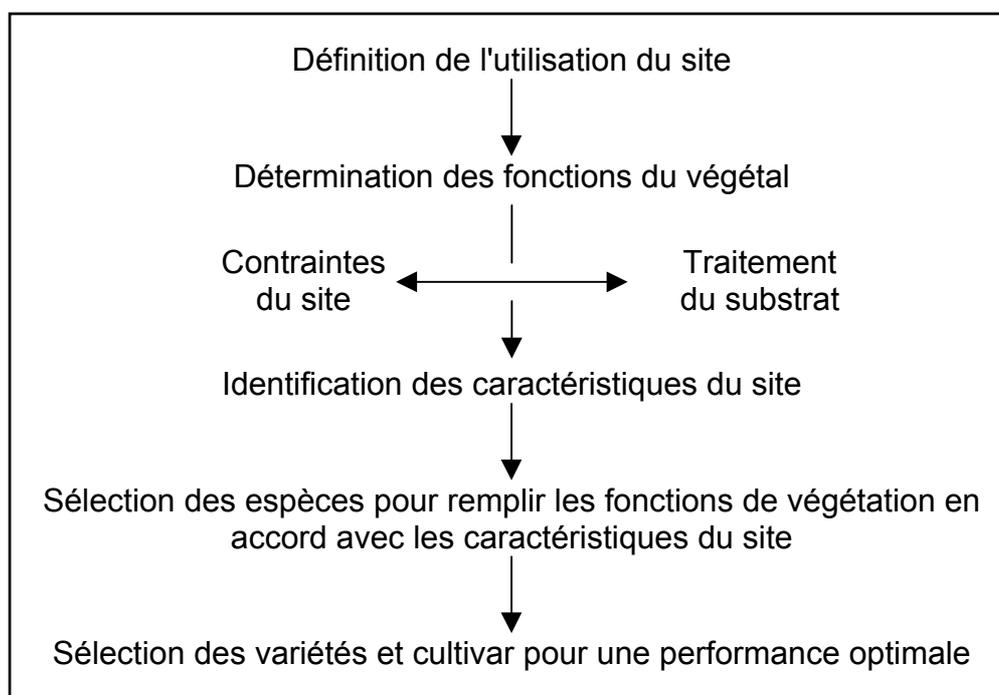


Figure n°1 : Démarche pour le choix des Espèces (d'après RICHARDS *et al.*, 1993)

---

La sélection des espèces doit prendre en compte différents paramètres (BROWN *et al.*, 1983) tels que :

- la facilité d'implantation, de croissance et de dissémination,
- la productivité,
- la capacité à lutter contre l'érosion,
- la résistance à la compétition,
- le prix de la semence et sa disponibilité,
- mais aussi, et surtout, la tolérance de l'espèce aux conditions particulières du milieu : températures extrêmes, excès ou manque d'eau, acidité ou alcalinité du sol, faible taux d'éléments nutritifs, salinité, pollution par les métaux lourds, pollution organique,...

### **Quelques pistes pour le choix des végétaux**

De façon générale, beaucoup de graminées sont relativement tolérantes aux polluants. Les légumineuses fixent l'azote atmosphérique, fertilisant ainsi le sol. Cependant, elles ne le font que si elles sont inoculées avec la souche correcte de bactéries *Rhizobium* qui est souvent absente des substrats abandonnés. Il faut alors inoculer les semences.

Les mélanges de graminées et légumineuses permettent d'équilibrer la teneur en azote du sol. De façon générale, les mélanges offrent une meilleure utilisation des ressources du sol à différentes profondeurs.

Les mycorrhizes (associations naturelles entre les racines d'une plante et un champignon symbiotique) sont bénéfiques pour la végétation qui croît sur des sols grossiers et appauvris car elles augmentent la surface d'échange entre les racines et le milieu et donc l'extraction d'éléments nutritifs.

Les vivaces forment un gazon pendant une longue période offrant ainsi une protection efficace contre l'érosion. Il faut cependant tenir compte du fait que certaines espèces tolérantes ont une croissance lente et

qu'en les choisissant, on obtient une revégétalisation moins rapidement.

BROWN *et al.* (1983) donnent la liste de plantes tolérantes aux excès d'eau. RICHARDS *et al.* (1993) dressent un tableau indiquant les facteurs importants (climat, pH, espèces végétales,...) à prendre en compte selon l'utilisation future du site (agriculture, forêt, loisirs,...).

Pour une revégétalisation temporaire, il convient d'implanter des pelouses de graminées, de légumineuses, des arbustes à fleurs à croissance rapide, des arbres à croissance rapide (aulne, saule), et d'utiliser la végétation naturelle déjà en place (RICHARDS *et al.*, 1993).

## **II.2. LES CARACTERISTIQUES DU SUBSTRAT**

Les friches présentent le plus souvent des sols dégradés. Il est donc nécessaire de les améliorer avant de les revégétaliser. Dans ce but, il faut définir les caractéristiques du substrat à prendre en compte. Ce sont (RICHARDS *et al.*, 1993) :

- les pH extrêmes : en raison de son influence sur la solubilité des éléments chimiques, toxiques ou nutritifs pour les plantes, le pH exerce une influence sur la revégétalisation. Le pH optimal pour l'agriculture se situe aux alentours de 6.5 (5.5 à 7.5). Selon le pH des substrats, les espèces végétales à planter diffèrent ;
- la toxicité : certains polluants ont un impact sur les végétaux (l'étude de l'influence des HAP et des métaux lourds sur les plantes est un des buts de notre recherche) ;
- l'absence de nutriments : le manque et l'inadéquation des substances nutritives ont des conséquences diverses sur le développement des plantes ;
- le faible taux de matière organique : la matière organique contribue à la structure

---

du sol et constitue sa réserve en azote. Les déblais de houillères présentent une structuration faible, et se consolident en s'altérant, d'où des problèmes de drainage engendrant une sécheresse en été et un sol imbibé en hiver, et des difficultés de développement racinaire. D'après SIMMONS (1988), le manque de matière organique est généralement le facteur le plus limitant à l'implantation de végétation sur une friche ;

- la texture grossière du sol : les éléments grossiers ont une faible rétention d'eau qui engendre un stress hydrique pour les racines. M. DVORECKI, de l'Etablissement Public Foncier Nord - Pas de Calais, cite le cas d'un échec de revégétalisation après infiltration des éléments fins disposés en surface dans les éléments grossiers de la sub-surface ;
- la compaction : elle augmente encore le risque de faible drainage, d'engorgement en eau. En sol compacté, les plantes ont un système racinaire superficiel et donc un faible ancrage, et les racines disparaissent en cas d'engorgement. De plus, les racines appartiennent alors à la zone de fluctuation de l'eau et ne peuvent exploiter toutes les substances nutritives ;
- la topographie (terril,...) nécessite parfois une stabilisation du sol.

Ces paramètres sont importants et doivent être pris en compte dès l'initialisation du projet, surtout si aucun essai ni zone pilote n'est mis en place avant la réalisation à grande échelle.

RICHARDS *et al.* (1993) dressent un tableau présentant les problèmes que l'on peut rencontrer sur différentes catégories de friches et les traitements possibles. Ainsi, sur les sites de carbonisation du charbon, les auteurs prédisent de sérieux problèmes de toxicité et envisagent une instabilité et/ou une érosion, une compaction, une alcalinité ou une acidité. Les traitements préconisés pour les problèmes de toxicité sont, selon les cas : désagrégation,

chaulage, fertilisation, apport de matière organique grossière, irrigation.

### **II.3. LA MISE EN PLACE DE LA VEGETATION**

Les techniques de mise en œuvre de la revégétalisation sont subordonnées à un impératif de coût minimum de création et d'entretien des plantations. Elles dépendent également de l'utilisation ultérieure du site (JONES, 1992) :

- pour une utilisation agricole, on recherche une profondeur maximale qui soit bien drainée, aérée et avec une surface bien structurée et un taux élevé de nutriments,
- pour une utilisation forestière, les conditions sont moins exigeantes. Des graminées sont d'abord semées pour permettre au sol de se stabiliser structurellement et biologiquement. Il est ensuite travaillé pour éliminer la compaction et faciliter le drainage. Lorsque les arbres sont plantés, un herbicide est épandu pour limiter la compétition et faciliter la reprise des jeunes plants,
- pour une utilisation de loisirs, terrains de sport par exemple, le sol doit être préparé pour un enracinement profond des graminées avec un drainage et des conditions nutritives adéquates.

Nous passerons en revue certaines techniques particulières à la revégétalisation des friches.

#### **Les ajouts de sol**

L'ajout d'une couche de terre végétale peut faciliter la revégétalisation, mais elle se fait rarement à grande échelle (RICHARDS *et al.*, 1993).

Des précautions sont à prendre quant à :

- la structure du sol, surtout si le sol est déplacé mouillé,
- la présence possible de semences de mauvaises herbes dans le sol ajouté,

- la composition du sol.

Des "sols" autres que la terre végétale peuvent être ajoutés : schistes, vases marines, déchets de process, minéraux, briques,... (RICHARDS *et al.*, 1993).

Détaillons en quelques uns :

- Les déchets organiques divers peuvent être utilisés, tels que les fumiers animaux, les résidus de culture, les boues et composts municipaux et industriels (HORNICK, 1982). Ce sont des ajouts de matière organique essentiels pour améliorer la structure du sol, augmenter la teneur en eau des sols desséchés, alcaliniser les sols acides et diminuer la température du sol. Ils jouent également le rôle de fertilisants dont les caractéristiques sont données dans le tableau n°1.

	BOUES COMPOSTEES DE STATIONS D'EPURATION MUNICIPALES	DECHETS ANIMAUX
phosphore	quantité importante	Faibles
azote	Modérée	Importante
potassium	Faible	modérée
carbone	(non précisée)	Importante

Tableau n°1 : Quantités d'éléments fertilisants apportés par les boues et déchets animaux (HORNICK, 1982)

- TOPPER et SABEY (1986) ont utilisé des boues de station d'épuration urbaines ayant subi une digestion, en tant qu'amendement sur une mine de charbon du Colorado. Comparativement à des amendements inorganiques (N-P), les boues engendrent une augmentation de la biomasse du sol et favorisent la croissance des plantations.
- L'application en surface d'argile expansée peut augmenter la germination des semences et faciliter l'implantation et la croissance de la végétation sur les sols de mines contaminées (FIGGE *et al.*, 1995), essentiellement en augmentant la capacité de rétention d'eau.
- Les cendres issues de l'industrie du charbon (SIMS *et al.*, 1993) sont des

particules très fines (0,01 à 100 µm), limoneuses, très facilement érodables et devant donc être stabilisées par la végétation. Elles fournissent des éléments nutritifs à la plante (action semblable à celle de la chaux) mais contiennent des sels solubles défavorables à la plante et ont tendance à former une surface compacte. C'est pour cette raison que SIMS *et al.* (1993) ont recherché la meilleure combinaison cendres-boues de station d'épuration urbaines (les boues apportant de la matière organique) pour maximiser la croissance de la fétuque et de la vesce.

L'ajout de sol est une solution qui a ses limites : les racines des plantes peuvent ne pas toujours pénétrer le substrat naturel après passage dans la couche de sol ajouté. Cela engendre un mauvais ancrage, voire des problèmes de sécheresse. Le bureau d'études INTERFACES (1994) précise que le système des ligneux investit difficilement un milieu à texture différente au risque parfois de dépérir complètement.

De plus, l'utilisation de boues, qui paraissait être une solution avantageuse reste limitée du fait de leur concentration souvent élevée en métaux lourds. Elles contiennent aussi beaucoup de constituants humiques dont des contaminants organiques, qui peuvent passer dans les plantes et donc dans la chaîne alimentaire. La concentration en HAP dans les boues varie entre 1 et 10 mg/kg, ce qui est supérieur aux concentrations normales dans les sols agricoles (WILD *et al.*, 1992).

### **Le semis**

Le but du semis est de placer la semence dans des conditions optimales de germination (humidité, température, lumière) pour qu'elle puisse émerger avant d'avoir épuisé ses réserves.

Comme en agriculture, les méthodes de préparation du sol sont variées, d'une préparation intensive (sous-solage,

---

hersage,...) à un semis direct sur la culture précédente, selon le but à atteindre et l'état du substrat (SIMMONS, 1988). La méthode la plus courante est le semis à la volée suivi d'un hersage et éventuellement d'un paillis (RICHARDS *et al.*, 1993) en utilisant des machines limitant la compaction (SIMMONS, 1988). D'autres méthodes existent telles que le semis hydraulique. Celui-ci est onéreux mais augmente les probabilités de développement végétal (BROWN *et al.*, 1983). L'entreprise Sofiter (LABENDZKI, 1993) a utilisé l'hélicoptère pour ensemercer les terrils de l'ancienne fosse 6 d'Haillicourt dans le Pas de Calais.

### **Les plantations**

Les arbres et arbustes doivent être plantés jeunes (1 à 3 ans - 300 à 900 mm de haut). Ainsi, ils supportent mieux la transplantation et s'adaptent au substrat car ils gardent leur chevelu racinaire.

L'Agence Paysages a adopté 3 principes de reverdissement des terrils (SIMENC, 1995) qui sont les suivants :

- un reverdissement total qui offrira en 10 ans une couverture à 100% de la zone,
- un reverdissement en maillage : des bandes de jeunes plants forment un quadrillage sur le terril ce qui laissera des espaces clairs,
- un reverdissement en bandes perpendiculaires à la pente du terril.

Le bureau d'études INTERFACES (1993-1994) préconise la formation d'îlots de végétation sur les friches plates.



---

## III. Les polluants et la végétalisation

### III. 1. LA MISE EN PLACE DE POPULATIONS VEGETALES TOLERANTES AUX METAUX LOURDS, CARACTERISTIQUES BIOLOGIQUES ET PHYSIOLOGIQUES

Dans des conditions de forte pollution métallique, la plupart des végétaux sont éliminés, cependant une flore peut se développer sur des sols éminemment intoxiqués par la présence de métaux lourds. Cette aptitude particulière montrée par certaines espèces végétales leur a valu l'appellation de métalphytes ou d'être qualifiées selon le métal dominant dans le sol, le type de minerai ou le type de roche métallifère, d'espèces cupricoles, cobalticoles, calaminaires, serpenticoles,...

Certaines espèces ne se rencontrent, dans un territoire donné, que sur sols toxiques (métalphytes locales) ou à la fois sur sols toxiques et sur sols normaux (pseudo-métalphytes).

Les métalphytes locales sont donc fortement indicatrices d'un niveau de pollution par les métaux, aussi les a-t-on utilisées dans la prospection minière.

Dès 1934, les métalphytes sont interprétées comme le résultat de la sélection naturelle qui a permis de retenir, au sein des populations végétales soumises au stress des teneurs métalliques élevées du sol, les individus tolérant les métaux présents (les chimio-écotypes).

Cependant, les recherches actuelles révèlent que certaines espèces de milieu normaux présentent une tolérance constitutive et accumulent des métaux de façon importante. Ce cas est rencontré chez *Arabidopsis halleri* (BERT *et al.*, 2000) et chez *Thlaspi coerulescens* (MEERTS et VAN ISACKER, 1997).

La tolérance n'est pas un simple phénomène de blocage de l'absorption des métaux par les racines des plantes : les analyses chimiques révèlent la présence de ces métaux dans les différentes parties de la plante. Suivant les espèces végétales et la nature du métal, les teneurs les plus élevées sont notées soit au niveau de l'appareil souterrain, soit au niveau de l'appareil aérien du végétal. Certaines espèces accumulent les métaux de façon très importante dans leurs parties aériennes, ce sont les hyperaccumulatrices définies par BROOKS *et al.* (1977), REEVES et BROOKS (1983), BAKER *et al.* (1994) (par exemple, des espèces contenant par rapport au poids sec, plus de 0,1% de plomb, plus de 1% de zinc ou plus de 0,01% de cadmium).

Le tableau 2 donne une liste des familles de plantes hyperaccumulatrices pour divers éléments. Le nombre d'espèces connues pour le nickel est très important mais il est le reflet des efforts de recherche faits dans cette direction.

<b>Éléments</b>	<b>Nombre d'espèces</b>	<b>Familles les plus représentées</b>
Cadmium	2	Brassicaceae
Cobalt	26	Lamiaceae, Scophulariaceae
Cuivre	24	Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae, Scophulariaceae
Manganèse	11	Apocynaceae, Cunoniaceae, Proteaceae
Nickel	290	Brassicaceae, Cunoniaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Violaceae
Sélénium	19	Fabaceae
Thallium	1	Brassicaceae
Zinc	16	Brassicaceae, violaceae

Tableau 2 : Nombre d'espèces hyperaccumulatrices connues pour différents métaux et familles les plus représentées

Cette tolérance et cette bioaccumulation sont rendues possibles par la mise en place au niveau cellulaire, de capacités physiologiques nouvelles : rejet de molécules complexantes à l'extérieur de la zone d'absorption, fixation dans la paroi cellulaire, transport réduit à travers la membrane plasmique, activité enzymatique modifiée, complexation dans le cytoplasme et compartimentation dans les vacuoles. Ces deux derniers aspects ont un rôle essentiel dans la bioaccumulation

Jusqu'aux années 80, les recherches se sont surtout focalisées sur la description des espèces métallophytes et de leur écologie, et sur le phénomène évolutif sous-jacent à la mise en place des populations tolérantes. Aussi en 1984 BRADSHAW et MC NEILLY écrivaient : "*// serait dommage que ces travaux contribuent uniquement à résoudre des problèmes théoriques, surtout quand on pense à l'impact de la pollution sur l'agriculture et l'environnement en général (...). Le fait que l'évolution de la tolérance résulte de la pollution, cela donne la clé pour combattre cette dernière, par le développement de nouvelles variétés présentant des tolérances spécifiques aux polluants. Il semble qu'il ne soit pas plus difficile de sélectionner une variété tolérante à un polluant qu'une variété tolérante à un climat ou à une maladie, et*

*des milliers de ces dernières ont déjà été produites avec succès.*"

Aussi depuis le début des années 90, l'idée d'utiliser les végétaux dans le traitement des substrats pollués par les métaux fait son chemin et rassemble de plus en plus d'adeptes. C'est en effet la seule technique actuellement disponible pour remédier aux pollutions métalliques diffuses (sols agricoles, boues de curage et de stations d'épuration). Ce procédé est même expérimenté dans des projets de développement d'une "agriculture minière" (Phytomining), permettant d'extraire des métaux en faible concentration de certaines roches.

### **III.2. LES POLLUANTS ET LE VEGETAL**

Les polluants sont les rejets de composés toxiques que l'Homme libère dans l'écosphère, mais aussi les substances qui, sans être vraiment dangereuses pour les organismes, exercent une influence perturbatrice sur l'environnement (RAMADE, 1992).

#### **Le passage des polluants dans la biomasse**

Un grand nombre de polluants sont instables et sont décomposés sous l'action

---

de facteurs physiques, chimiques et biologiques (micro-organismes par exemple) mais certains sont peu ou pas biodégradables. Leur persistance favorise leur passage dans la biomasse. Certaines espèces végétales et animales sont capables d'accumuler des substances à des concentrations très élevées (RAMADE, 1992). On parle alors de :

- bioconcentration, qui désigne l'accroissement direct de concentration d'un polluant lorsqu'il passe de l'eau dans un organisme aquatique. Cette notion est étendue aux organismes terrestres : passage de l'air et/ou des sols dans les plantes par pénétration transfoliaire et/ou transradiculaire, passage direct de l'air dans les espèces animales par inhalation ;
- bioaccumulation, qui désigne la somme des absorptions d'un polluant par voie directe et alimentaire par les espèces animales.

Un facteur de concentration  $F_c$  (RAMADE, 1992), ou facteur de bioaccumulation BCF (WALTON et EDWARDS, 1986), est défini comme le rapport de la concentration d'un polluant dans un organisme à sa concentration dans le biotope ( $BCF = F_c = \frac{[\text{polluant}] \text{ organisme}}{[\text{polluant}] \text{ eau ou sol}}$ ). Si le  $F_c$  ou le BCF est supérieur à 1, il y a enrichissement, bioaccumulation du composé ;

- bioamplification, qui désigne le phénomène de transfert et d'amplification biologique de la pollution à l'intérieur des biocoenoses contaminées.

Le passage des polluants du sol aux végétaux se fait par prélèvement par les racines puis translocation jusqu'au feuillage, par dépôt sur les feuilles suite aux impacts des gouttes de pluie sur le sol ou en raison de la volatilité des composés à partir du sol (EDWARDS, 1986).

Le prélèvement d'éléments organiques du sol est influencé par différents facteurs (EDWARDS, 1986) :

- la taille de la molécule : les racines des plantes n'empêchent pas le passage des petites molécules,
- les composés polaires sont prélevés plus facilement que les non polaires. Mais les substances polaires sont plus susceptibles de transformations biochimiques et sont moins séquestrées,
- les substances lipophiles ne sont pas facilement transloquées à travers les parois cellulaires végétales. Elles sont donc peu incorporées à l'intérieur des plantes, mais elles peuvent atteindre des concentrations élevées en raison de l'adsorption préférentielle du sol sur la surface des racines et des tiges,
- les propriétés du sol telles que le taux d'argile, la matière organique, le pH,
- les caractéristiques des plantes (espèces, variétés).

En ce qui concerne les HAP, EDWARDS (1986) précise que les concentrations sont parfois si élevées dans les sols ( $> 1 \mu\text{g/g}$ ) que les concentrations en HAP dans la végétation peuvent augmenter même sans bioaccumulation.

### ***Principaux composés organiques synthétisés par les micro-organismes de la rhizosphère***

Les courants biochimiques indiqués sur la figure n°2 se font grâce à des substances chimiques synthétisées en particulier par les micro-organismes. Ces métabolites organiques microbiens de la rhizosphère sont principalement :

- des phytohormones microbiennes (auxines, gibbérellines ou kinines),
- des acides aminés : les micro-organismes et les enzymes du sol jouent un rôle de premier plan dans l'approvisionnement du sol en acides aminés,
- des vitamines et des cofacteurs : le sol contient de très nombreuses substances de croissance et notamment des vitamines du groupe B.

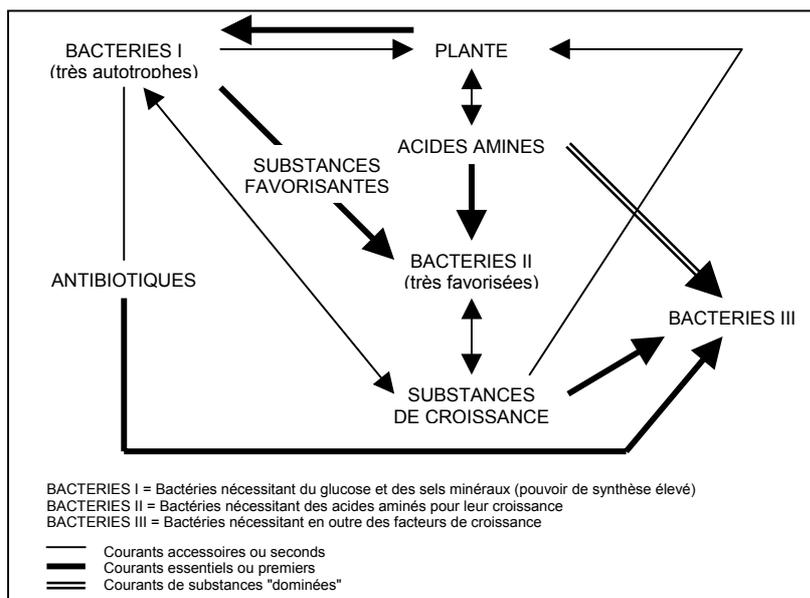


Figure n°2 :  
 Courants biochimiques  
 possibles entre la plante et les  
 bactéries de la rhizosphère  
 (BOULLARD et MOREAU, 1962)

En valeur absolue, l'excrétion des vitamines par les bactéries (*Rhizobium* en particulier) est inférieure à celle des acides aminés. Mais cette production de vitamines excède souvent de beaucoup les besoins des micro-organismes, sans doute en raison d'une synthèse moins bien contrôlée que celle des acides aminés (pas d'inhibition, par "feed-back").

- des antibiotiques : la présence de substrats énergétiques favorise la prolifération de micro-organismes synthétisant des antibiotiques. Les antibiotiques peuvent exercer un effet direct sur la plante lorsqu'ils sont absorbés par les racines (protection contre l'invasion de micro-organismes pathogènes et inhibition ou stimulation de certaines phases de croissance) ou intervenir indirectement en modifiant l'équilibre entre les micro-organismes rhizosphériques (DOMMERMUES et MANGENOT, 1970).

Les bactéries sporulées à propriétés antibiotiques sont très répandues dans le sol. La plupart des actinomycètes producteurs d'antibiotiques sont des *Streptomyces* (BOULLARD et MOREAU, 1962).

- des substances phénoliques : elles pourraient intervenir sur la croissance des végétaux en modifiant le devenir d'une phytohormone, l'AIA (Acide Indol Acétique),
- des substances humiques, qui auraient un effet favorable sur la croissance des plantes et sur leur résistance au flétrissement.

Malgré leur faible concentration et leur adsorption sur les colloïdes, les métabolites microbiens ont une action sur les plantes en raison de leur concentration en fait relativement élevée pour certains et le fait que les plantes sont capables de désorber certaines substances adsorbées sur les colloïdes, telles que les gibbérélines ou les antibiotiques.

### III.3. L'INFLUENCE DES POLLUANTS SUR LA VEGETATION

Les effets des polluants sur les populations végétales (effets démoécologiques des polluants) résultent de leur toxicité aiguë ou à long terme. Les concentrations des polluants sont, dans la plupart des cas, sublétales : leurs effets ne se manifestent pas au travers de la mortalité, mais de

---

façon indirecte en modifiant la croissance et/ou la reproduction des espèces les plus affectées, ou encore la photosynthèse chez les végétaux (RAMADE, 1992).

Les relations entre les végétaux et les facteurs de pollution sont complexes (LEMEE, 1978) :

- les végétaux sont sensibles à de nombreux polluants qui altèrent leurs structures ou les détruisent ; ils sont de ce fait utilisés comme indicateurs biologiques. Cependant, les surfaces polluées exercent une sélection des individus les plus tolérants parmi les populations d'une même espèce ; le degré de tolérance augmente avec l'ancienneté de la pollution ;
- en contre partie, les végétaux sont susceptibles d'assurer une certaine épuration des milieux naturels ;
- les végétaux autotrophes peuvent accumuler sans dommage dans leurs cellules des molécules de polluants et les transmettre à des consommateurs, contaminant ainsi toute une biocénose ;
- au niveau de l'écosystème, ces actions sur les différents niveaux trophiques engendrent des déséquilibres biologiques à l'avantage des espèces les moins sensibles au produit toxique ;

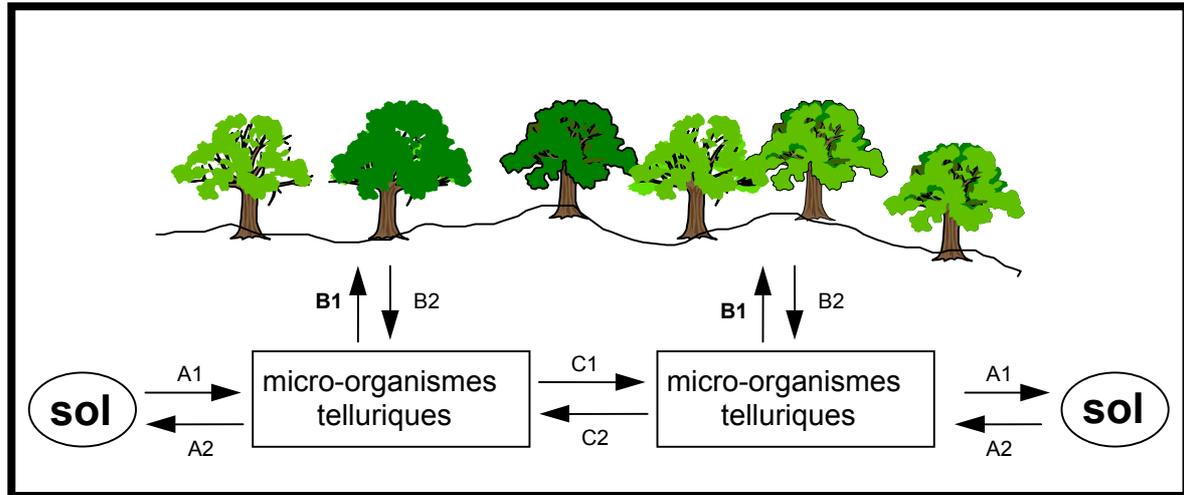
- la pollution peut en agissant négativement sur la végétation, engendrer des modifications de l'environnement abiotique.

#### **III.4. LES INTERACTIONS AU NIVEAU DES ECOSYSTEMES SOL-VEGETAL**

Le sol et la végétation forment un écosystème, c'est-à-dire un système limité dans l'espace constitué par l'ensemble des communautés d'êtres vivants qui s'y trouvent et par l'ensemble des conditions énergétiques, physiques, chimiques et biologiques qui règnent au voisinage immédiat de ces êtres vivants (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970). Dans cet écosystème, et comme l'illustre la figure n°3, des interactions se manifestent :

- entre les communautés microbiennes et le sol (milieu organique et minéral) (interactions A1 - A2 sur la figure n°3) ;
- entre les communautés microbiennes et la végétation (interactions B1 - B2 sur la figure n°3) ;
- entre les communautés microbiennes (interactions C1 - C2 sur la figure n°3) ;

## INTERACTIONS ENTRE LES MICRO-ORGANISMES ET L'ECOSYSTEME SOL-VEGETATION



### ECOSYSTEME SOL-VEGETATION

Figure n°3 : Interactions entre les micro-organismes et l'écosystème sol-végétation  
(d'après DOMMERGUES et MANGENOT, 1970)

---

## IV. La phytoremédiation

Outre les effets de séquestration mécanique simple du fait de l'existence même d'une couverture végétale empêchant, par exemple, les envols de polluants et donc une contamination centrifuge, les relations entre métaux polluants et végétal sont complexes. Nous avons vu que le métal pénètre dans la plante, il s'y trouve chélaté par des molécules organiques qui le prennent en charge de façon à ce qu'il ne perturbe pas le fonctionnement normal de la cellule. Le métal subit des modifications de sa forme chimique et acquiert donc des propriétés nouvelles et lorsqu'il se retrouve dans la litière il peut être plus ou moins immobilisé. Le végétal peut aussi rejeter au niveau des racines des molécules organiques qui chélatent les métaux présents dans la rhizosphère. Enfin, le tapis végétal est un ensemble interactif entre les végétaux supérieurs, les champignons du sol, les bactéries, et c'est cet ensemble qui peut être responsable d'une réduction des effets polluants des métaux au cours du temps et provoquer une remontée et une accumulation des métaux dans les parties superficielles du sol.

### IV.1. HISTORIQUE

La phytoremédiation n'est pas un concept nouveau (WALTON et ANDERSON, 1992, CUNNINGHAM et LEE, 1994) : il y a 300 ans, on utilisait déjà les plantes pour le traitement de l'eau. Cependant, depuis le milieu des années 70, suite à différents rapports indiquant que les pesticides persistent souvent plus longtemps dans les sols non végétalisés que dans les sols végétalisés, la remédiation basée sur les plantes a été proposée pour les boues draguées et les sols contaminés par les métaux et les toxiques organiques. Cette méthode s'est aussi développée dans le

contrôle de la pollution de l'air. Dans les années 1990, différents chercheurs ont suggéré que la végétation pourrait être utilisée pour augmenter la dégradation microbienne des polluants. Après l'étude des pesticides, l'intérêt se porte sur les polluants organiques : leur dégradation pourrait être favorisée, *in situ*, lorsque les plantes et les micro-organismes de la rhizosphère sont exposés longtemps à un toxique (WALTON et ANDERSON, 1992).

Lors d'une exposition chronique, les micro-organismes qui peuvent dégrader un toxique ou survivre à des concentrations de toxiques élevées dans un sol, ont naturellement des chances de devenir plus abondants sur un terrain pollué. De plus, les taux de dégradation microbienne peuvent être accélérés par une plante-hôte associée. On comprend donc l'avantage des espèces végétales natives de la région ou très adaptées au site, à son environnement.

### IV.2. DEFINITIONS

Face à ces constatations, la phytoremédiation a été définie comme l'utilisation de plantes vertes et de leur microbiotes associés, d'amendement du sol et de techniques agricoles pour éliminer, contenir, ou rendre moins toxiques les contaminants environnementaux (Cunningham *et al.*, 1995). Lorsqu'elle est utilisée pour l'élimination des métaux toxiques du sol (métaux lourds et radionucléides), elle fait appel à l'utilisation de plantes sélectionnées et accumulatrices de ces métaux (ERNST, 1988).

Elle comprend alors trois aspects (SALT *et al.*, 1995) :

- la phytostabilisation : utilisation des plantes pour diminuer la mobilité (biodisponibilité) des métaux lourds dans les sols, cela engendre une réduction du lessivage ou de la dissipation dans l'air ;
- la phytoextraction : utilisation des plantes accumulant les métaux lourds pour extraire les métaux toxiques du sol (pour transporter et concentrer les métaux du sol dans les parties des racines récoltables et les parties aériennes) ; cela sous-entend l'utilisation de plantes à croissance rapide et produisant une biomasse importante. Malgré cela, il s'agit d'une méthode lente ;
- la rhizofiltration : utilisation des racines pour éliminer les métaux toxiques des eaux polluées ; les racines absorbent, précipitent et concentrent les métaux des effluents pollués ; cela sous-entend l'utilisation de plantes dont les racines ont une croissance rapide ; les mécanismes de prélèvement des métaux varient selon les plantes : processus biologique ou sorption de surface par les racines, c'est-à-dire combinaison de processus physiques et chimiques tels que la chélation, les échanges d'ions et l'adsorption spécifique (ne requérant pas d'activité biologique, elle peut se faire sur des tissus morts).

Les auteurs de cette classification (SALT *et al.*, 1995) ajoutent qu'il existe également une « bioremédiation assistée par les plantes » : les racines des plantes, conjuguées à leurs micro-organismes rhizosphériques sont utilisées dans le cadre de la remédiation des sols contaminés avec des composés organiques. ANDERSON *et al.* (1995) précisent que les micro-organismes de la rhizosphère augmentent les transformations biochimiques des polluants.

### **IV.3. INTERETS DE LA PHYTOREMEDIATION**

La phytoremédiation est une alternative à faible coût ou un complément aux

technologies de traitement intensives et coûteuses. De plus, au contraire de technologies qui déplacent simplement les polluants, la végétation offre un moyen d'éliminer totalement les déchets des sols, puisque, dans la rhizosphère, les polluants sont totalement détruits (minéralisés) (cas des polluants organiques) (ANDERSON *et al.*, 1993).

#### **Les concepts**

En phytoremédiation, la plante est utilisée comme "remédiateur" (NEWMAN, 1995). CUNNINGHAM et LEE (1994) la décrivent en termes techniques afin de clarifier le concept de phytoremédiation. Ainsi, la plante verte devient un système de pompage et de filtration actionné par le soleil et qui a des capacités inhérentes de chargement, dégradation et engorgement. Les racines sont des extracteurs d'exploration de la phase liquide qui peuvent trouver, altérer et/ou transloquer des éléments et des composés contre des gradients chimiques importants. Les surfaces des racines supportent des biofilms bactériens actifs et des extensions fongiques qui augmentent significativement la surface de contact avec le sol et les capacités métaboliques (davantage de paramètres physico-chimiques du sol peuvent être altérés). Au cours de l'évolution, les plantes ont développé des mécanismes pour s'adapter et se multiplier dans des conditions hostiles (polluants, composés toxiques produits par d'autres plantes, micro-organismes...). Des plantes ont donc mis en place des mécanismes racinaires qui immobilisent les métaux dans les racines et diminuent la translocation jusqu'aux feuilles où les métaux seraient toxiques. D'autres plantes ont développé des mécanismes complexes pour tolérer, absorber et transloquer des quantités significatives de métaux lourds et sont donc utilisées dans la remédiation.

Différentes techniques de phyto-remédiation existent :

- Stabilisation : isolement des polluants par confinement, c'est-à-dire stabilisation basée sur les échanges entre le sol et les racines. Il n'y a pas de diminution des

polluants, mais les risques pour la santé et l'environnement sont réduits à un niveau acceptable. La figure 4 illustre cette technique.

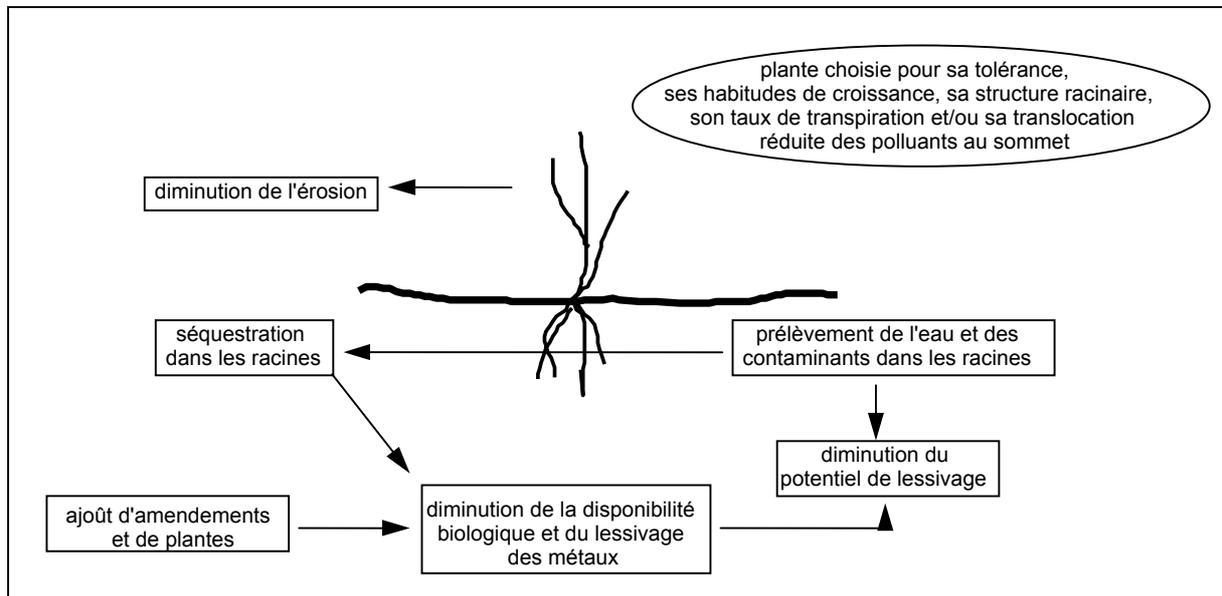


Figure 4 : La phytoremédiation en tant que système de confinement des polluants (CUNNINGHAM et LEE, 1994)

- Phytoaccumulation : les plantes absorbent les polluants dans le sol et soit les métabolisent en éléments non toxiques, soit les incorporent dans un composant cellulaire stable tel que la lignine.

- Dégradation : diminution des polluants par dégradation microbienne. Les plantes généralement ne réduisent pas les xénobiotiques à l'étape finale de la molécule simple. Il faut pour cela combiner l'infrastructure et la nature autotrophique de la plante avec la capacité de dégradation des micro-organismes ; c'est ce qui se passe dans la rhizosphère (CUNNINGHAM et LEE, 1994).

Néanmoins, la nature complexe des xénobiotiques nécessite pour leur transformation complète l'interaction des micro-organismes aux niveaux moléculaires, physiologiques et écologiques. Les enzymes dégradatrices nécessaires à la minéralisation peuvent être

présentes dans la communauté microbienne mais pas dans une seule espèce. La rhizosphère permet l'existence de nombreuses et diverses communautés microbiennes et facilite leur interaction.

La prolifération des racines est un moyen de distribuer les micro-organismes à travers le sol lorsqu'ils sont portés par les extrémités des racines en croissance. La probabilité de contact entre les micro-organismes et les composés toxiques en est augmentée. Ceci est vrai pour les systèmes racinaires fasciculés et pour les racines pivotantes. Les graminées possèdent le système fasciculé le plus dense, ce qui explique leur choix fréquent dans les expériences de phytoremédiation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) (APRILL et SIMS, 1990). Les légumineuses et les espèces à actinorhizes, fixatrices d'azote et porteuses de micro-organismes dans leurs racines, sont également des espèces utiles pour la phytoremédiation des xénobiotiques

organiques. On peut, pour en augmenter l'efficacité, sélectionner, cultiver et inoculer les souches les plus performantes sur les plantes hôtes (CASTANER, 1991).

Les plantes et leurs racines peuvent créer un environnement dans le sol riche en activité microbienne qui peut changer la disponibilité des polluants organiques et en augmenter la dégradation. En effet, comme nous l'avons vu, les racines fournissent des exsudats racinaires, leur

sénescence fournit des substrats pour le métabolisme microbien. Les exsudats facilitent les transformations métaboliques des composés xénobiotiques qui par eux mêmes ne peuvent soutenir la croissance microbienne (HSU et BARTHA, 1979). Par exemple, les enzymes sécrétées par les plantes oxydent des polluants tels que le TNT (NEWMAN, 1995).

La figure 5 présente schématiquement la dépollution des sols basée sur les plantes.

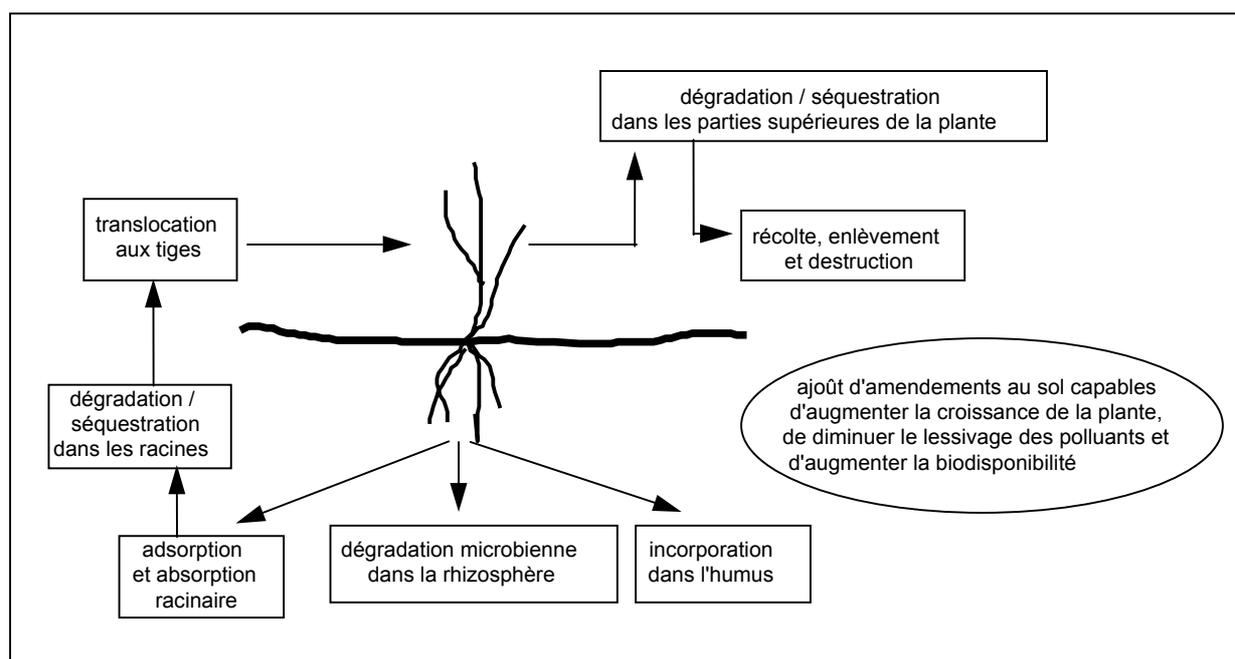


Figure 5 : Principe de la dépollution par les plantes de sols contaminés par des polluants organiques (CUNNINGHAM et LEE, 1994)

### Les limites

La phytoremédiation, technologie naissante (NEWMAN, 1995), connaît encore de sérieuses controverses. WACKETT et ALLAN (1995) s'insurgent contre des résultats présentés par ANDERSON *et al.* (1993). Ils estiment que la relation étroite entre la phytoremédiation et la rhizosphère est surévaluée, les résultats ne leur semblant pas convaincants et les conditions d'expérience erronées. ANDERSON *et al.* (1995) maintiennent leur conclusion : les plantes, en conjonction avec leurs communautés microbiennes associées, offrent une stratégie de traitement potentiellement importante

pour la phytoremédiation *in situ* de sols pollués par des composés chimiques. Ils préconisent de plus l'étude en plein champ sans oublier, comme le conseillent WACKETT et ALLAN (1995), l'étude, en parallèle, des interactions entre les plantes et leurs communautés microbiennes (influence de la structure racinaire, possibilité pour les racines de libérer des composés surfactants pouvant solubiliser les xénobiotiques,...) (ANDERSON *et al.*, 1993).

En effet, le seul facteur important qui limite l'application de techniques biologiques des systèmes plante-

---

microorganismes-sol pour la phyto-remédiation est le manque de compréhension des propriétés biochimiques, physiologiques et génétiques des plantes et des micro-organismes de la rhizosphère contrôlant la dégradation. L'importance relative de facteurs élémentaires des plantes et micro-organismes tels que la surface racinaire, la biomasse racinaire, le ratio des volumes, les exsudats racinaires, la biomasse microbienne, les associations mycorrhiziennes et la structure des communautés microbiennes, dans la contribution à la dégradation des substances organiques dans la rhizosphère est inconnue (WALTON et ANDERSON, 1992).

#### **IV.4. LA PHYTOSTABILISATION DES POLLUANTS METALLIQUES**

La phytostabilisation ou phytorestauration avec ou sans immobilisation chimique est simple, peu coûteuse et peut devenir une technique très intéressante pour de nombreux sites pollués. Contrairement aux techniques habituelles, la phytorestauration permet la création d'un nouvel écosystème sain sur un site comme composante du processus de traitement.

Actuellement, cette technique n'est pas entièrement acceptée comme étant une alternative de traitement. Son homologation, comme technique acceptable et solide, dépend du support public et législatif, qui peut être obtenu en validant la phytorestauration lors d'expériences de laboratoires et démonstrations sur le terrain avec des sites pollués existants. Des investigations de laboratoires prometteuses ont déjà permis le développement de cette technique. Des validations à l'échelle du pilote terrain sont en cours.

#### **IV.5. LA PHYTOEXTRACTION DES POLLUANTS METALLIQUES**

L'accumulation des métaux dans les plantes est connue depuis le début du siècle, mais l'utilisation de cette potentialité à extraire les éléments toxiques du sol est récente. En 1983, CHANEY suggère que les plantes hyperaccumulatrices soient utilisées *in situ* pour extraire les métaux du sol. Un site pollué serait semé avec des espèces hyperaccumulatrices qui seraient fauchées et brûlées une fois matures, produisant ainsi du "Bio-minéral". Ce matériel, contenant un fort pourcentage de métaux pourrait être stocké en décharge, ou même réinjecté dans le cycle de production, rentabilisant ainsi les frais des opérations de remédiation.

SALT *et al.* (1995) estiment le coût de la phytorestauration entre 60 000 et 100 000 US\$ par hectare, ce qui représente environ la moitié de la somme investie pour la procédure traditionnelle la moins chère.

La capacité phytoextractrice d'une plante dépend de la concentration des éléments dans la plante (plus précisément dans la partie aérienne, du fait de la difficulté à extraire les racines du sol) et de la production de biomasse. Il existe deux voies de recherche pour l'obtention de plantes qui conviennent le mieux à la phytoextraction :

- La première consiste, en partant de plantes hyperaccumulatrices qui de façon générale produisent une faible biomasse, à augmenter la production de matière végétale. Ceci en jouant sur les conditions de culture ou par la sélection de types plus performants ou encore par les manipulations génétiques. Cette approche est celle de CHANEY *et al.* (1997).
- La seconde utilise des plantes produisant une biomasse importante mais avec une plus faible capacité d'accumulation (SALT *et al.*, 1995). Le travail consiste à trouver le moyen d'augmenter la teneur métallique dans la

plante : par l'ajout d'agent chélatant (HUANG et CUNNINGHAM, 1996 ; BLAYBLOCK *et al.*, 1997) ou d'engrais, par la sélection des types les plus accumulateurs au sein des populations naturelles ou encore par le transfert des gènes responsables de la capacité bioaccumulatrice (RASKIN, 1996).

Il y a plusieurs limites à l'utilisation de la phytoremédiation. La principale est que les plantes n'extraient qu'une quantité limitée de métal, au mieux quelques centaines de kg par an. Ce facteur limite la quantité de polluant qui peut être extraite en un temps "raisonnable". Les sols contenant plusieurs pour-cent de métaux, comme les sites calaminaires du Nord - Pas de Calais, demanderaient de très nombreuses années pour être nettoyés par ces procédés. Cette technologie s'applique donc à des sites faiblement ou moyennement pollués. Une autre limite est que le site à décontaminer doit présenter des conditions favorables au développement des espèces utilisées. Une mauvaise adaptation aux conditions climatiques peut par exemple causer un retard de croissance et se répercuter sur le taux d'extraction de métal par la plante. De même, les facteurs édaphiques comme la granulométrie, le pH, les déficiences en éléments biogènes ou en oligo-éléments doivent être pris en compte.

### **Phytoextraction du Zinc et du Cadmium**

Le zinc et le cadmium sont des polluants ubiquistes souvent présents simultanément sur les sites contaminés. Le zinc est phytotoxique et réduit le rendement des plantes avant d'avoir un effet nocif sur la chaîne alimentaire. Le cadmium est une toxine de la chaîne alimentaire qui inhibe rarement la croissance végétale. Bien qu'il ne soit pas un élément essentiel, le cadmium est absorbé facilement par le végétal. Les propriétés chimiques de cet élément proches de celles du zinc, laissent penser qu'il pourrait être absorbé de la même façon que ce dernier.

Le concept de phytoextraction a d'ailleurs été proposé pour la première fois pour le cadmium il y a plus de quinze ans, cependant les progrès réalisés dans cette voie sont relativement récents.

Un certain nombre d'espèces sont connues pour être des hyperaccumulatrices de zinc (Tab.2), mais seulement deux, *Thlaspi caerulescens* et *Arabidopsis halleri* sont reconnues comme hyperaccumulatrices de cadmium. Dans le cas du cadmium, le seuil d'hyperaccumulation a été fixé à 100 ppm (BAKER *et al.*, 1994). La plupart des hyperaccumulatrices de zinc appartiennent à la famille des *Brassicaceae*. (Ex : *Cardaminopsis halleri* dans le Nord - Pas de Calais). Des espèces d'autres familles ont aussi été reconnues comme hyperaccumulatrices de Zinc (ex : *Viola calaminaria*).

Les premières indications données sur les possibilités de phytoextraction du zinc et des métaux associés émanent d'expériences en pots avec utilisation de *T. caerulescens*, sur sols amendés par des boues polluées, (BAKER *et al.*, 1991). Il a été estimé que *T. caerulescens* pouvait extraire 34 kg/ha de Zn ; 0,16 kg/ha de Cd ; 0,25 kg/ha de Ni ; 0,22 kg/ha de Pb ; 0,4 kg/ha de Cu et 0,27 kg/ha de Cr.

Les expériences suivantes se sont déroulées sur des sites où la contamination en métaux lourds était due à l'application de boues d'épandage depuis 20 ans. Ces expériences avaient pour but de quantifier le métal extrait par un certain nombre d'espèces supposées ou connues comme hyperaccumulatrices (MC GRATH *et al.*, 1993). Le sol était contaminé par : 124 à 444 ppm de Zinc, 26 à 138 ppm de Cu, 20 à 35 ppm de Ni, 2 à 13 ppm de Cd et 40 à 136 ppm de Pb.

*Légende du tableau 3: Maximum (A) et moyenne (B) de la concentration en zinc (Kg/t), maximum (C) et moyenne (D) du rendement (t/ha) et maximum (E) et moyenne (H) de métal extrait (kg/ha).*

	A	B	C	D	E	F
<b>T. caerulescens</b>	10.63	3.86	5.4	4.4	57.4	17
<b>T. caerulescens (2)</b>	6.33	3.65	8.7	5.7	55.1	20.8
<b>C. halleri</b>	5.21	3.21	2.7	2	14.1	6.4

Tableau 3 : Résultats obtenus pour l'accumulation du Zn

(Mc. GRATH *et al.*, 1993)

Mc GRATH et DUNHAM (1997), en utilisant des données en jardin d'expérience, montrent que *T. caerulescens* et *C. halleri* peuvent extraire un maximum de 41 et 0,15 kg/ha/an de zinc et de cadmium respectivement. Toutefois, l'extraction moyenne est de 15 et 0,05 kg/ha/an.

Mc GRATH *et al.* (1997) montrent après une culture de *T. caerulescens*, une diminution de la fraction de Zn extraite par  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (1M) de 0,1 à 0,8 ppm, et simultanément une diminution de 1 à 9% de la fraction de zinc total. Ils en déduisent que plus de 90% du zinc absorbé par la plante provient de la fraction non-extractible du sol. Il a aussi été calculé que 1,44 ppm de zinc et 44 ng/g de cadmium par semaine étaient extraits du sol. Les auteurs ont donc proposé un modèle de phytoremédiation basé sur ces résultats qui aurait pris respectivement 28 et 15 ans pour extraire

tout le cadmium et le zinc d'un sol agricole pollué par 2100 et 38 ppm de zinc et cadmium total respectivement. Dans ce modèle, le fait que le taux d'extraction varie en cours du temps en fonction de la saison et de l'âge de la plante n'est pas pris en compte. Des informations plus réalistes sur des données de terrain sont donc nécessaires. DERAM (1996) a en effet montré de telles variations chez *Arrhenatherum elatius* des milieux calaminaires.

ROBINSON *et al.* (1998), partant de données expérimentales obtenues à partir de *T. caerulescens* (biomasse obtenue après fertilisation : 5,2 t/ha ; teneur en zinc : 1,6%/matières sèches ; teneur en cadmium : 0,16%/matières sèches), font les estimations présentées dans le tableau suivant (tab. N° 4).

Teneurs initiales du sol ( $\mu\text{g/g}$ )	Quantité de métal (kg) (densité du sol : 1,3 ; enracinement : 15cm)	Nombre de récoltes annuelles pour diminuer de moitié la teneur du sol	
		Zinc	Cadmium
100 000 (10%)	150 000	1 625	11 606
20 000 (2%)	30 000	325	2 320
10 000 (1%)	15 000	163	1 160
2 000 (0,2%)	3 000	33	231
1 500 (0,15%)	2 250	24	174
1 000 (0,1%)	1 500	16	116
500 (0,05%)	750	8,1	59
200 (0,02%)	300	3,3	23
100 (0,01%)	150	1,6	12
20 (0,002%)	30	0,33	2,3
10 (0,001%)	15	0,17	1,2
2 (0,0002%)	3	0,04	0,23

Tableau 4 : Estimations d'extraction de Zn et Cd par *T. caerulescens*

(ROBINSON *et al.*, 1998)

BROWN *et al.* (1994) comparent *T. caerulescens* et *Lycopersion esculentum* (non métallophyte) quant à leur capacité à extraire le zinc et le cadmium des sols de trois sites subissant une contamination aérienne. *T. caerulescens* montre une plus grande tolérance vis-à-vis des métaux présents. Il contient jusque 18 000 ppm de zinc et 1 020 ppm de cadmium dans la partie aérienne sans effet sur le rendement.

Dans une revue récente, MC GRATH (1998) relate 11 publications concernant *T. caerulescens*.

D'autre part, il est important pour la phytoextraction d'établir si l'extraction décline avec le temps. Sur deux sites modérément pollués, testés jusqu'à présent, cela ne semble pas être le cas (BROWN *et al.*, 1995 ; MC GRATH et DUNHAM, 1997), mais le rendement varie au cours du temps. La question du rendement et de la concentration en métal dans la plante a souvent été discutée pour le zinc (CHANEY *et al.*, 1997, MC GRATH et DUNHAM, 1997). Tous deux sont les variables clés dans l'efficacité du procédé de phytoextraction.

### **Phytoextraction potentielle du Plomb**

Le plomb est un métal difficile pour la phytoextraction parce qu'il est fortement lié à la matière organique et minérale du sol. Peu de plantes sont connues pour être des hyperaccumulatrices de plomb. A titre d'exemple, *Thlaspi rotundifolium* contient de 130 à 200 ppm (REEVES et BROOKS, 1983). Quand des teneurs importantes sont signalées dans les feuilles, des doutes sont souvent émis quant à l'efficacité du lavage des échantillons pour les espèces subissant une pollution aérienne. La plupart du plomb accumulé par les plantes se trouve en général dans les racines (HUANG et CUNNINGHAM, 1996).

Parmi les principales *Brassicaceae* testées par KUMAR *et al.* (1994), *B. juncea* est la plus efficace pour accumuler le plomb. Parmi les espèces cultivées et expérimentées sur des sites contaminés,

les teneurs les plus élevées ont été trouvées chez *Zea mays* et *Helianthus annuus* (HUANG, 1997).

La méthode la plus prometteuse pour augmenter l'accumulation du plomb par les plantes semble être de mobiliser ce dernier en utilisant des agents chélatants. HUANG et CUNNINGHAM (1996) ont ajouté du HEDTA (0,2%) à un sol sableux de pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>: 5,1 contenant 2 500 ppm de plomb total et ont trouvé que la concentration en plomb dans la partie aérienne des plantes pouvait être multipliée par un facteur de 265 après une semaine, date à laquelle les plantes meurent. Des essais ultérieurs ont montré que, parmi les chélatants, l'EDTA était le meilleur agent de désorption (HUANG, 1997 ; DERAM *et al.* 2000 ; ANDERSON *et al.*, 2001).

Un autre problème rencontré par les plantes des sites contaminés par le plomb est la déficience en phosphate. Ceci est dû à la formation de phosphate de plomb insoluble. Ce manque peut être compensé par une application de phosphate. On note alors une augmentation de biomasse et l'augmentation du plomb dans la partie aérienne > 400%, bien que la concentration en plomb dans la biomasse diminue (HUANG *et al.*, 1997).

Jusqu'à présent, il n'existe qu'une publication sur des données de terrain pour la phytoextraction du plomb, bien que des essais soient maintenant conduits sur de nombreux sites (CUNNINGHAM et BERTI, 1993).

Il semble indispensable que la phytoextraction du plomb prenne en compte les éléments suivants :

- l'application d'agent chélatant comme l'EDTA,
- un système pour contenir le lessivage du sol et éviter la pollution de la nappe suite à la mobilisation des métaux par les chélatants,
- un complément phosphate,
- une modification de la croissance de la plante que ce soit, par exemple, une augmentation de densité racinaire ou

---

une augmentation de la taille des racines.

Les composés utilisés pour augmenter la mobilité des métaux doivent pouvoir être contrôlés. Leur dégradation et leur potentiel toxique pour l'environnement doivent être examinés. Par exemple, l'EDTA a une demie vie de 10 à 20 jours quand il est appliqué à raison de 1 à 2 g/kg de sol (MEANS *et al.*, 1980). A présent, le problème majeur semble être que la croissance de la plante est lourdement affectée après que la biodisponibilité du plomb soit augmentée. Les articles publiés ne donnent pas le rendement de plantes accumulant plus de 10 000 ppm de plomb, rendant donc impossible le calcul de l'efficacité de la phytoextraction. Toutefois un calcul montre que le maïs, ayant une productivité de 25 t/ha/an de biomasse aérienne, avec une teneur en Pb de 1,06% peut extraire 265 kg Pb/ha. Avec deux fauches par an il faut 7 à 8 ans pour réduire la pollution d'un sol de 2 500 ppm à 600 ppm (HUANG et CUNNINGHAM, 1996).

### **Phytoextraction d'autres éléments**

#### *Nickel*

La première suggestion réaliste concernant la phytoextraction des métaux a été faite pour le nickel (CHANEY, 1983). A partir de la connaissance de plantes hyper-accumulatrices, il a émis des hypothèses basées sur des plantes contenant 1% de nickel dans les feuilles, 25% dans les cendres, ce qui est équivalent à un riche minerai de nickel. Si un sol contenant 1 000 ppm de nickel sur une profondeur de 15 cm, était planté avec des hyper-accumulatrices contenant 10 000 ppm et ayant un rendement de 5 t/ha/an alors, 50 kg/ha/an de nickel seraient extraits et le site serait nettoyé en 20 ans. Des recherches récentes ont utilisé une espèce *Berkheya codii* dont la biomasse est quatre fois plus élevée (R.R. BROOKS, com. pers.) ce qui est prometteur pour la

décontamination rapide des sols pollués par le nickel.

#### *Mercuré*

Le mercure est fortement lié au sol et n'est pas facilement assimilable par les plantes ce qui peut expliquer pourquoi aucune espèce hyperaccumulatrice ne soit connue. Récemment, des biologistes moléculaires (RUGH *et al.*, 1996) ont inclus, dans *Arabidopsis thaliana*, les gènes de synthèse d'une enzyme : la réductase mercurique (qui réduit la toxicité de l'ion  $Hg^{2+}$  en le transformant en  $Hg^0$ ). Ces plantes transgéniques absorbent  $Hg^{2+}$ , y sont tolérantes et produisent une importante quantité de  $Hg^0$ . Les auteurs cherchent maintenant à savoir si les gènes peuvent être utilisés chez d'autres espèces ayant une plus grande biomasse. Se posera alors le problème du contrôle des plantes transgéniques.

#### *Arsenic*

Cet élément pose des problèmes sur d'importantes surfaces étant donné son utilisation dans de nombreux procédés industriels et en tant qu'herbicide. Aucune espèce hyperaccumulatrice d'arsenic n'est connue, pourtant les plantes tolèrent et sont capables d'absorber l'arsenic, qui est un anion similaire au phosphate.

#### *Thallium*

Une hyperaccumulatrice de thallium (> 1 000 ppm) a récemment été découverte, (LEBLANC *et al.*, 1999) il s'agit de *Iberis intermedia*. Le thallium est potentiellement toxique et se trouve en fortes concentrations dans l'environnement dans la périphérie des cimenteries et des industries métallurgiques. *Iberis intermedia* est capable d'accumuler 2 132 ppm de thallium dans ces feuilles sur un sol ne contenant que 40 ppm. Le rendement de *I. intermedia* sur sol pauvre est de 2 t/ha, mais ceci peut être amélioré par l'ajout d'engrais. Des espèces de *Brassica* accumulent plus de 450 ppm de thallium

près d'une cimenterie à Lengerich (Allemagne) (KEMPER et BERTMAN, 1991). Apparemment, des scientifiques d'Hohenheim (Allemagne), essaient des plantes incluant *Zea mays*, *Brassica napus* et *B. juncea* pour leur potentialité à phytoextraire le thallium (KURZ *et al.*, 1997).

#### *Cuivre et cobalt*

Les hyperaccumulatrices de cobalt et cuivre existent (BAKER et BROOKS, 1989), mais il n'y a pas encore de données sur leur utilisation pour la phytoextraction. 24 espèces hyperaccumulatrices de cuivre ont été dénombrées dans des familles aussi diverses que les Cyperaceae, Lamiaceae, Poaceae et Scrophulariaceae. Les hyperaccumulatrices proviennent essentiellement des sols riches en cobalt et cuivre du Zaïre et de Zambie. Il est difficile pour les chercheurs d'obtenir actuellement du matériel biologique en provenance de ces pays (instabilité civile).

#### *Le cas des radionucléides*

Aucun cas de phytoextraction de radionucléides n'est connu jusqu'à présent bien que plusieurs études soient apparemment en cours (BLACK, 1995 ; CORNISH *et al.*, 1995). L'attention est principalement focalisée sur les ions à longue durée de vie de  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$ , bien que l'accumulation d'uranium demande aussi à être étudiée. Césium et strontium ont des configurations atomiques similaires au potassium et au calcium, qui sont accumulés en grande quantité par les plantes.

La revue publiée par CHAPMAN (1996) révèle qu'il n'existe aucune espèce hyperaccumulatrice de ces éléments, c'est à dire qui contienne une quantité supérieure aux autres espèces. Certaines espèces accumulent cependant des quantités non négligeables de radionucléides, qui peuvent encore être augmentées en changeant l'environnement racinaire. En conditions contrôlées, *Eucalyptus tereticornis* extrait 31% du césium et 11% du strontium présent dans

un sol tourbeux, en un mois (ENTRY et EMMINGHAM, 1995).

Actuellement un certain nombre d'espèces susceptibles d'accumuler les radionucléides sont testées : *Brassica juncea*, *B. napus*, *B. rapa* et *Helianthus annuus* (BLACK, 1995). L'accumulation peut être considérablement augmentée par l'ajout d'agents chélatants. Certains engrais, calciques et potassiques, peuvent réduire l'entrée des radionucléides dans la plante en entrant en compétition avec eux (ENTRY *et al.*, 1996). Par ailleurs, les engrais azotés en augmentant la croissance de la plante, augmentent aussi l'absorption de radionucléides.

Un autre facteur qui peut favoriser l'absorption de radionucléides est le taux de mycorhization. Les hyphes augmentent en effet la surface d'absorption et de prospection du système racinaire de la plante. L'effet des mycorhizes nécessite de plus amples investigations car il est probable qu'ils puissent apporter au procédé de considérables améliorations (ENTRY *et al.*, 1996).

### **IV.6. LES QUESTIONS ESSENTIELLES A RESOUDRE LORS DE LA MISE EN PLACE D'UN PROJET DE PHYTOREMEDIATION**

#### ***Quelles plantes ?***

La phytoextraction dépend de la concentration des éléments dans la plante (plus précisément dans sa partie aérienne) et de la biomasse (qui doit être relativement importante). Il existe deux possibilités pour l'utilisation des plantes qui conviennent le mieux à ce procédé.

La première est l'utilisation conventionnelle des plantes hyperaccumulatrices qui ont généralement une faible biomasse. Cette approche focalise le travail de recherche vers l'augmentation de la biomasse de ces plantes par addition d'engrais, la sélection d'écotypes à large biomasse et les manipulations génétiques.

La seconde est l'utilisation de plantes avec une biomasse importante et une capacité

---

moyenne d'accumulation. L'objectif consiste alors à trouver le moyen d'augmenter la teneur métallique dans la plante.

Dans le cas de boues moyennement et faiblement polluées par plusieurs métaux, cette stratégie semble prévaloir.

En effet : il n'existe pas d'hyper-accumulatrice pour tous les métaux. Les plantes hyperaccumulatrices n'ont en général pour cible qu'un seul métal en forte concentration, elles ne sont donc pas adaptées à l'extraction de pollution multimétalliques en faible concentration. Augmenter la biomasse des plantes hyperaccumulatrices n'implique pas forcément une augmentation proportionnelle de l'accumulation. L'augmentation de l'accumulation dans les plantes de forte biomasse a déjà été testée, par simple ajout d'agent chélatant comme l'EDTA.

Il convient maintenant de réunir en une espèce les caractéristiques nécessaires à une plante pour être utilisable en phytoextraction. C'est à dire : la tolérance aux métaux, une accumulation conséquente dans la partie aérienne, une croissance rapide, une forte biomasse. Cette espèce doit en outre être facilement adaptable aux techniques agricoles (fauche, fertilisations,...) et adaptées aux conditions édaphiques et climatiques du site à décontaminer.

Une fois l'espèce choisie et sa capacité à accumuler testée dans sa globalité, il convient de rechercher au sein des différentes populations, les individus les plus accumulateurs.

Une sélection des individus sera effectuée à deux niveaux :

- *Au niveau interpopulationnel*: des populations de milieux diversement pollués seront testées pour leurs capacités accumulatrices. La population accumulant en moyenne le plus sera sélectionnée.
- *Au niveau intrapopulationnel*: dans chaque population, les individus accumulant le plus seront sélectionnés. Il

conviendra par la suite de tester si les bonnes performances d'un individu se conservent d'une année sur l'autre. Si cela est le cas, cette étape constituera une forme de sélection en vue de l'amélioration des performances d'accumulation.

### **Quels traitements ?**

La question posée est : Comment améliorer l'accumulation de la plante ? Il est possible d'agir à deux niveaux :

- **Sur le sol**, en augmentant la biodisponibilité des métaux. Ce résultat est généralement obtenu par deux types d'amendements :

⇒ en acidifiant le sol ;

⇒ en ajoutant un agent chélatant. Les métaux complexés avec la matière organique du sol ne sont pas biodisponibles pour la plante. L'agent chélatant entre en compétition avec la matière organique et forme donc des complexes chélat-métaux au détriment de la matière organique. Les complexes nouvellement formés sont de petite taille et se trouvent dans la solution du sol. Ils sont donc biodisponibles et assimilables par la plante. Les agents chélatants testés sont principalement l'EDTA, l'HEDTA, l'H<sub>2</sub>EDTA, l'H<sub>3</sub>EDTA et le DTPA, à différentes concentrations.

⇒ Après ces premières expérimentations, des traitements croisés conjuguant acidification et agents chélatants peuvent être testés.

- **Sur les plantes**. La stratégie choisie pour le traitement des boues (accumulation moyenne, fort rendement), implique que la productivité soit importante. Il est alors nécessaire de tester si l'apport d'agent fertilisant et d'hormone de croissance a une influence sur l'accumulation, étant entendu qu'une augmentation de biomasse n'entraîne pas forcément l'augmentation de l'accumulation.

### **Quelles techniques ?**

Après avoir justifié le choix d'une espèce et optimisé les traitements chimiques, il faut

---

mettre la technique précisément au point et éprouver les différentes options en sites pilotes.

Cette partie de l'étude consistera principalement à déterminer quand et combien de fois les traitements chimiques seront appliqués. Il faut par exemple prendre en compte la durée de vie des éléments ajoutés comme l'EDTA (10 à 20 jours).

La fauche est un autre paramètre important du procédé de phytoextraction. Il faudra déterminer quand et combien de fois faucher par an. Pour cela des

expériences traitant de l'influence de la fauche sur l'accumulation doivent être mises en place. Il est important pour la phytoextraction d'établir si l'extraction décline avec le temps. Sur deux sites modérément pollués, testés jusqu'à présent, cela ne semble pas être le cas (BROWN *et al.*, 1995 ; MC GRATH et DUNHAM, 1997) mais le rendement varie au cours du temps. La question du rendement et de la concentration en métal dans la plante sont des variables clés dans l'efficacité du procédé de phytoextraction.

---

# Conclusion

Nous avons vu que la végétalisation de sites pouvait assurer 3 fonctions principales : une fonction esthétique, une fonction de protection du sol et une fonction dans les cycles naturels et les traitements de dépollution. L'implantation d'une couverture végétale spécifique nécessite de se soucier du devenir des polluants et introduit la notion de filières économiques de gestion de la production végétale et des éventuels polluants associés.

La sélection des espèces végétales doit se faire en tenant compte de certains paramètres, dont notamment la tolérance aux conditions particulières du milieu, la facilité d'implantation, de croissance et de dissémination, la productivité, ... De plus, certains sites nécessitent une amélioration du substrat avant la végétalisation. En effet, certaines caractéristiques du substrat sont prédominantes pour le végétal (conditions extrêmes de pH, toxicité, absence de nutriments, taux de matière organique, structure du sol, compaction, topographie).

Depuis le début des années 1990, l'idée d'utiliser les végétaux dans le traitement des substrats pollués ou pour les valoriser évolue et rassemble de plus en plus d'adeptes. Néanmoins, le passage de l'expérimentation en laboratoire à celle de la parcelle de plusieurs hectares nécessite quelques mises au point. En effet, les végétaux sont sensibles à de nombreux polluants mais ils sont aussi capables d'assurer une certaine épuration des milieux naturels. Cette caractéristique demande un effort de recherche pour déterminer la ou les espèces les mieux adaptées au contexte économique et environnemental du site (type de polluant, climat, filières).

Le phytomanagement est un outil de gestion des sites industriels ou fortement anthropisés, pouvant inclure des fonctions très diverses, notamment d'aménagement, de

production, d'environnement, de biodiversité et de dépollution, ...

La phytoremédiation *sensu stricto* recouvre 3 aspects essentiels distincts ou cumulatifs : la phytostabilisation, la phytoextraction et la rhizofiltration. C'est une alternative à faible coût, ou un complément à une technologie intensive et coûteuse.

- La phytostabilisation permet la création d'un nouvel écosystème sain sur un site, en sélectionnant des espèces végétales tolérantes aux conditions du site. Elle présente l'intérêt d'allier une fonction esthétique à la réhabilitation d'un site.
- La phytoextraction a le même avantage que la phytostabilisation. Cependant, cette technologie ne s'applique qu'à des sites faiblement ou moyennement pollués car les plantes n'extraient qu'une quantité limitée de polluants (au mieux quelques centaines de kg par ha et par an).
- La rhizofiltration utilise le système racinaire des plantes pour éliminer les polluants présents dans les eaux interstitielles du sol. Cela nécessite une lixiviation des polluants et donc un suivi important des migrations de polluants dans le sol pour se préserver d'une dispersion de la contamination du sol ou vers les eaux souterraines.

Les techniques douces de réhabilitation de sites pollués par les plantes, à titre provisoire en attente d'un traitement ou à titre pérenne, sont prometteuses tant au niveau économique et juridique qu'au niveau environnemental. Ce type de gestion de la pollution en est encore au stade des expérimentations pilotes sur site, notamment dans la région Nord - Pas de Calais. Ces recherches permettront sans doute de disposer d'arguments fondés pour améliorer la gestion des friches et sites anthropisés et développer de nouvelles filières s'inscrivant dans une perspective de développement durable.



---

# Contacts

## ***Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués***

17, rue Edouard Delesalle

F-59800 LILLE

Tél. : 33+ (0)3 28 36 93 59

Fax : 33+ (0)3 28 36 93 62

e-mail : [secretariatpermanent@polesitesolspollues-npdc.prd.fr](mailto:secretariatpermanent@polesitesolspollues-npdc.prd.fr)

## ***Henri-Charles DUBOURGUIER***

Institut Supérieur d'Agriculture

Laboratoire Sols et Environnement

41, rue du Port

F-59041 LILLE CEDEX

Tél. : 33+ (0)3 28 38 48 48

Fax : 33+ (0)3 28 38 48 47

e-mail : [dubourguier@isa.fupl.asso.fr](mailto:dubourguier@isa.fupl.asso.fr)

## ***Daniel PETIT***

Université des Sciences et Technologies de Lille

Laboratoire de génétique et évolution des populations végétales

Bâtiment SN2

F-59655 VILLENEUVE D'ASCO CEDEX

Tél. : 33+ (0)3 20 43 40 76

Fax : 33+ (0)3 20 43 69 79

e-mail : [daniel.petit@univ-lille1.fr](mailto:daniel.petit@univ-lille1.fr)



---

# Bibliographie

**ANDERSON C., DERAM A., PETIT D., BROOKS R.R., STEWART R. et SIMCOCK R.** - 2001 - Induced hyperaccumulation : metal movement and problems. In : Iskandar I.K. et Kirkham M.B. (Eds) , Trace Elements in soil, bioavailability, flux and transfer. CRC Press, pp 63-76

**ANDERSON T.A., GUTHRIE E.A. et WALTON B.T.** - 1993 - Bioremediation in the rhizosphere-plant roots and associated microbes clean contaminated soil, *Environmental Science and Technology*, Vol. 27(13), pp. 2630-2336.

**ANDERSON T.A., KRUGER E.L. et COATS J.R.** - 1995 - Rhizosphere microbial communities of herbicide -tolerant plants as potential bioremediants of soils contaminated with agrochemicals, *Bioremediation of pollutants in soil and water ASTM STP*, 1235 p.

**ANDERSON T.A., WALTON B.T. et GUTHRIE E.A.** - 1995 - Bioremediation in the rhizosphere : reply. In: *Environmental Science and Technology*, Vol. 29(2), 552 p.

**APRILL W. et SIMS R.C.** - 1990 - Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil, *Chemosphere*, Vol. 20(1-2), pp. 253-265.



**BAKER M. et BROOKS R. R** - 1989 - Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry, *Biorecovery*, Vol. 1, pp. 81-126.

**BAKER A.M.J., REEVES R.D. et MC GRATH S.P.** - 1991 - In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants - a feasibility study. In : Hinchee R.L. et Olfenbittel R.F. (Eds). *In situ Bioreclamation*. Butterworth-Heinemann, Boston, pp. 600-605

**BAKER M., MC GRATH S. P., SIDOLI C. M. D. et REEVES R. D.** - 1994 - The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating

plants. *Ressources, Conservation and Recycling*, Vol. 11, pp. 41-49.

**BERT V., MACNAIR M.R., DELAGUERIE P., SAUMITOU-LAPRADE P. et PETIT D.** - 2000 - Zinc tolerance and accumulation in metalicolous and nonmetalicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae), *New Phytol.*, 146, pp. 225-233

**BLACK H.** - 1995 - Absorbing possibility : phytoremediation, *Environmental Health Perspectives*, 103 (12), pp. 1-6.

**BLAYLOCK M.J., SALT D.E., DUSHENKOV S., ZAKHAROVA O., GUSSMAN C., KAPULNIK Y., ENSLEY B.D. et RASKIN I.** - 1997 - Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 31, pp. 860-865.

**BOULLARD B. et MOREAU R.** - 1962 - Sol, Microflore et Végétation Equilibres biochimiques et concurrence biologique. Paris : Masson et Cie Ed., 169 p.

**BRADSHAW A.D. et McNEILLY T.** - 1884 - Evolution and pollution, *Arnold Ed., Studies in Biology*, 130, 76 p.

**BROOKS R. R., LEE J., REEVES R.D. ET JAFFRE T.** - 1977 - Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants, *J. Geochem. Explor.*, Vol. 7, pp. 49-57

**BROOKS R.R., LEE J., REEVES R.D. et JAFFRE T** - 1977 - Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants, *J. Geochem. Explor.*, Vol. 7, pp. 49-57.

**BROWN S.L., CHANEY R. L., ANGLE J. S. et BAKER A. J. M.** - 1994 - Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 23, pp. 1151-1157.

**BROWN S.L., CHANEY R. L., ANGLE J. S. et BAKER A. J. M.** - 1995 - Zinc and cadmium

uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution, *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 59, pp. 125-133.

**BROWN** K.W., **EVAN Jr** G.B. et **FRENTRUP** B.D. - 1983 - Hazardous waste land treatment. *10 tower office Park - Woburn MA 01807. Butterworth Publishers - An Ann Arbor Science Book*, pp. 509-537.



**CASTANER** D. - 1991 - La revégétalisation des sols stériles de carrières grâce à l'utilisation de plantes fixatrices d'azote. *Forêt Entreprise - Bulletin de la vulgarisation forestière*, Vol. 75, pp. 28-33.

**CHANEY** R.L. - 1983 - Land treatment of Hazardous Wastes. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: **PARR J.F.**, **MARSH P.B.** and **KLA J.M.**, *Noyes Data Corp., Park Ridge Ed.*, pp. 50-76.

**CHANEY** R.L., **MALIK** M., **LI** Y.M., **BROWN** S.L., **ANGLE** J.S. et **BAKER** A.J.M. - 1997 - Phytoremediation of soils metals, *Current opinions in Biotechnology*.

**CHAPMAN** H.D. - 1996 - Diagnostic criteria for plants and soils, *University of California, division of Agricultural Sciences*.

**CORNISH** J.E., **GOLDBERG** W.C., **LEVINE** R.S. et **BENEMANN** J.R. - 1995 - Phytoremediation of contaminated soils, in: **HINCHEE R.E.**, **MEANS J.L.** and **BURRIS D.R.**, *Bioremediation of inorganics*, *Battelle Press Ed., Columbus*, pp. 55-63.

**CUNNINGHAM** S.D. et **BERTI** W. R. et **HUANG** J.W. - 1995 - Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13, pp. 393-397.

**CUNNINGHAM** S.D. et **BERTI** W. R. - 1993 - Remediation of contaminated soils with green plants: an overview, *In vitro cell. dev. biol.*, Vol. 29, pp. 207-212.

**CUNNINGHAM** S.D., **BERTI** W. R. and **HUANG** J. W. - 1995 - Phytoremediation of contaminated soils, *Trends in Biotechnology*, Vol. 13, pp. 393-398.

**CUNNINGHAM** S.D. et **LEE** C.R. - 1994 - Phytoremediation: plant-based remediation of contaminated soil and sediments, *Soil, Sc. Soc. of Amer.*



**DERAM** A. - 1996 - Ecologie de la bioaccumulation chez *Arrhenatherum elatius*, *DEA Metz*, pp. 37.

**DERAM** A., **PETIT** D., **ROBINSON** B.H., **BROOKS** R.R., **GREGG** P. et **VAN HALUWYN** Ch. - 2000 - Natural and induced heavy metal accumulation by *Arrhenatherum elatius*: implication for phytoremediation, *Comm. In Soil Science & plant Anal.*, 31, pp. 413-421.

**DOMMERGUES** Y. et **MANGENOT** F. - 1970 - Ecologie microbienne du sol, *Masson*.



**EDWARDS** N.T. - 1986 - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the Terrestrial Environment - a review, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 12(4), pp. 427-441.

**ENTRY** J.A. et **EMMINGHAM** W.H. - 1995 - Sequestration of Cs<sup>137</sup> and Sr<sup>90</sup> from soil by seedlings of *Eucalyptus tereticornis*, *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 25, pp. 1231-1236.

**ENTRY** J.A., **VANCE** N.C., **HAMILTON** M.A., **ZABOWSKI** D., **WATRUD** L.S. et **ADRIANO** D.C. - 1996 - Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides., *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 88, pp. 167-176.

**ERNST** W.H.O. - 1988 - Decontamination of mine sites by plants: an analysis of the efficiency. *Proceedings of international conference on environmental contamination CEP consultants Ltd Edinburg UK*, pp. 305-310.



**FIGGE** D.A.H., **HETRICK** B.A.D. et **WILSON** G.W.T. - 1995 - Role of Expanded Clay and Porous Ceramic Amendments on Plant Establishment in minespoils, *Environmental Pollution*, Vol. 88, pp. 161-165.



**HORNICK** S.B. - 1982 - Organic Wastes for Revegetating Marginal Lands, *Biocycle*, Vol. 23(4), pp. 42-43.

**HSU** T.S. et **BARTHA** R. - 1979 - Accelerated mineralization of two organophosphate insecticides in the rhizosphere, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 37(1), pp. 36-41.

**HUANG** J.W., **CHEN** J. et **CUNNINGHAM** S. D. - 1997 - Phytoextraction of lead from contaminated soils, in : *KRUGER E.L. et al. Ed., Phytoremediation of soils and water contaminants. American Chemical Society, Washington.*

**HUANG** J.W. et **CUNNINGHAM** S. D. - 1996 - Lead phytoextraction : species variation in lead uptake and translocation, *New Phytologist*, 134 p.



**INTERFACES** - 1993 - Approche écophtosociologique "Fosse n°10" Oignies (62), Dourges (62), Hénin Beaumont (62), *Rapport INTERFACES pour EPF Nord Pas de Calais.*

**INTERFACES** - 1993 - Commune de Raismes (59) et de Bruay-sur-l'Escaut (59) - Approche écophtosociologique - Lavoisier Rousseau, *Rapport INTERFACES pour EPF Nord Pas de Calais.*



**JONES** K.B.C. - 1992 - Opencast coal mining and land restoration - Best present practice, in : *Journal of the Royal Agricultural Society of England*, Vol. 153, pp. 89-100.



**KEMPER** F.H. et **BERTRAM** H.P. - 1991 - Thallium, in : *Merian ed., Metals and their compounds in the environment, VHC Publishers, Weinheim*, pp. 1227-1241.

**KUMAR** P.B.A.N., **DUSHENKOV** S., **SALT** D.E. et **RASKIN** I. - 1994 - Crop brassicas and phytoremediation- a novel environment technology, *Cruciferae Newsletter* 16, pp. 18-19.

**KURZ** H., **SCHULZ** R., **ROMHELD** V. et **MARSCHNER** H. - 1997 - Evaluation of a possible phytoremediation of soil enriched in heavy metals, *Institut of plant nutrition Hohenheim University, Report in Word Wild Web*, pp. 1-3.



**LABENDZKI** -1993 - Verdir les terrils grâce à l'hélicoptère : le geste auguste de la semeuse ? *La Voix du Nord du 29-10-93.*

**LEBLANC** M., **PETIT** D., **DERAM** A., **ROBINSON** B.H. et **BROOKS** R.R. - 1999 - The

phytomining and environment significance of hyperaccumulation of Thallium by Iberis intermedia from Southern France, *Econ. Geol.*, 94, pp. 109-114.

**LEE** E. et **BANKS** M.K. - 1993 - Bioremediation of petroleum contaminated soil using vegetation : a microbial study, *Journal of Environmental Science and Health*, Vol. 28(10), pp. 2187-2198.

**LEMEÉ** G. - 1978 - Les végétaux et la pollution, in : *Précis d'écologie végétale, Masson*, 167 p.



**MC GRATH** S.P., **SIDOLI** C.M.D., **BAKER** A.M.J. et **REEVES** R.D. - 1993 - The potential for the use of metal-accumulating plants for in situ decontamination of metal-polluted soils. in : H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds), *Integrated soil and sediment research : a basis for proper protection. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*, pp. 673-676.

**MC GRATH** S.P. et **DUNHAM** S.J. - 1997 - Potential phytoextraction of zinc and cadmium from soils using hyperaccumulator plants, *Proceedings of 4th international conference on the biogeochemistry of the trace elements, Berkeley, Ann Arbor Press.*

**Mc GRATH** S.P., **SHEN** Z.G. et **ZHAO** F.J. - 1997 - Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleuon* grown in contaminated soils, *Plant and Soil*, 188, pp. 153-159.

**MC GRATH** S.P. - 1998 - Phytoextraction for soil remediation, in : *BROOKS R.R. Ed., Plants that Hyperaccumulate heavy metals, CAB International, Wallingford*, pp. 261-288

**MEANS** J.L., **KUCAK** T. et **CRERAR** D.A. - 1980 - Relative degradation rates of NTA, EDTA, and DTPA and environmental implications, *Environmental Pollution, Serie B*, Vol. 1, pp. 45-60.

**Ministère de l'Équipement, du Logement, de l'Aménagement du territoire et des Transports** (Service Technique de l'Urbanisme - Direction Régionale de l'Équipement) et **Région Nord - Pas de Calais** : Conseil Régional - 1986 - Traiter les friches industrielles : l'expérience du Nord-Pas de Calais -Recommandations techniques.

**MEERTS** P., **VAN ISACKER** N. - 1997 - Heavy metal tolerance and accumulation in metallophilous and non-metallophilous populations of *Thlaspi caerulescens* from

continental Europe, *Plant Ecology*, 133, pp. 221-231.



**NANDA KUMAR A., DUSHENKOV V., MOTTO H.** et **RASKIN I.** - 1995 - Phytoextraction : The use of plants to remove heavy metals from soils, *Environmental Science Technology*, Vol. 29, pp. 1232-1238.

**NEWMAN A.** - 1995 - Plant enzymes set for bioremediation field study, *Environmental Science and Technology*, Vol. 29(1), 18 p.



**PETIT D.** - 1980 - La végétation des terrils du Nord de la France Ecologie, phytosociologie, dynamisme, *Université des Sciences de Lille. Thèse pour le titre de Docteur es Sciences Naturelles.*



**RAMADE F.** - 1992 - Précis d'Ecotoxicologie : *Masson* 295 p., *Coll. Ecologie, ISBN : 2-225-82578-5.*

**RASKIN I.** - 1996 - Plant genetic engineering may help with environmental clean-up, *Proc. Natl. Acad. Sci.*, Vol. 93, pp. 3164-3166.

**REEVES R.D.** et **BROOKS R. R.** - 1983 - Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining areas of central Europe, *Environmental Pollution*, Vol. 31, pp. 277-285.

**RICHARDS I.G., PALMER J.P.** et **BARRATT P.A.** - 1993 - The establishment and care of vegetation. The reclamation of former coal mines and steelworks, *Elsevier*, 475 p.

**ROBINSON B., LEBLANC M., PETIT D., BROOKS R.R., KIRKMAN J.** et **GREGG P.** - 1998 - The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils, *Plant and Soil*, 203, pp. 47-56.

**RUGH C.L., DAYTON-WILDE H., STACK N.M., THOMPSON D.M., SUMMERS A.O.** et **MEAGHER R.B.** - 1996 - Mercuric ion reductase and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial merA gene, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, Vol. 93, pp. 3182-3187.

**SALT D.E., BLAYLOCK M., KUMAR N.P.B.A., DUSHENKOV V., ENSLEY B.D., CHET I.** et

**RASKIN I.** - 1995 - Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13, pp. 468-474.

**SIMENC C.** - 1995 - Friches à rafraichir. *Liberation du 16/03/95*, pp. 22-23.

**SIMMONS E.** - 1988 - Cultivation and seeding techniques used in reclaiming land. *Land Rec'88 Conference Proceedings (Durham) edited by D. Williamson*, pp. 189-194.

**SIMS J.T., VASILAS B.L.** et **GBODRATI M.** - 1993 - Effect of Coal Fly Ash and Co-composted sewage sludge on emergence and early growth of cover crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 24 (5 and 6), pp. 503-512.



**TOPPER K.F.** et **SABEY B.R.** - 1986 - Sewage sludge as a coal mine spoil amendment for revegetation in Colorado *Journal Environ. Qual.*, Vol. 15 (1), pp. 44-49.



**WACKETT L.P.** et **ALLAN D.L.** - 1995 - Comment on "Bioremediation in the rhizosphere", *Environmental Science and Technology*, Vol. 29 (2), pp. 551.

**WALTON B.T.** et **ANDERSON T.A.** - 1992 - Plant-microbe treatment systems for toxic waste. *Current opinion in Biotechnology*, Vol. 3, pp. 267-270.

**WALTON B.T.** et **EDWARDS N.T.** - 1986 - Accumulation of organic waste constituents in terrestrial biota, Land treatment : a hazardous waste management alternative - *Water resource Symposium, N 13: RC Loehr and JF Malina. (Centre for Research in Water Resources - Bureau of Engineering, Research College of Engineering, The University of Texas).*

**WANG C.X., YEDILER A., PENG A.** et **KETTRUP A.** - 1995 - Photodegradation of phenanthrene in the presence of humic substances and hydrogen peroxide. *Chemosphere*, Vol. 30 (3), pp. 501-510.

**WILD S.R., BERROW M.L., MCGRATH S.P.** et **JONES K.C.** - 1992 - Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge, *Environmental Pollution*, Vol. 76, pp. 25-32.

---

## Références bibliographiques complémentaires :

**ANDERSON** L. - 1994 - Seed production and seed weight of 6 weed species treated with MCPA. *In: Swedish Journal of Agricultural Research*, Vol. 24 (3), pp. 95-100.

**ANDERSON** T.A. et **COATS** J.R. - 1995 - Screening rhizosphere soil samples for the ability to mineralize elevated concentrations of atrazine and metalochlor, *Journal of Environmental Science and Health*, Vol. B 30 (4) : pp. 473-484.

**ANTEA** - 1994 - Requalification de la friche des usines Rousseau à Raismes (59) - Examen préalable de la stabilité des bassins à schlamms et des problèmes hydrologiques. *Rapport ANTEA pour EPF Nord - Pas de Calais*.



**BACCI** E., **CALAMARI** D., **GAGGI** C. et **VIGHI** M. - 1990 - Bioconcentration of Organic Chemical vapors in Plant Leaves: Experimental Measurements and Correlation, *Environmental Science and Technology*, Vol. 24 (6), pp. 885-889.

**BAUD-GRASSET** F., **BAUD-GRASSET** S. et **SAFFERMAN** S.I. - 1992 - Bioremediation of a contaminated soil evaluated with a set of toxicity tests : Seed Germination and Root Elongation, *Abstracts of the SETAC 13th Annual Meeting - Cincinnati OH USA, (TA6F12)*, 194 p.

**BAUD-GRASSET** F., **BAUD-GRASSET** S. et **SAFFERMAN** S.I. - 1993 - Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests, *Chemosphere*, Vol. 26 (7), pp. 1365-1374.

**BINET** P. et **BRUNEL** J.P. - 1968 - Physiologie Végétale III, *Ed. Doin*, pp. 972-977.

**BOERSMA** L., **LINDSTROM** F.T., **MC FARLANE** C. et **MC COY** EL. - 1988 - Uptake of Organic Chemicals by plants : a theoretical model, *in: Soil Science*, Vol. 146 (6), pp. 403-417.

**BOLDRIN** B., **TIEHM** A. et **FRITZSCHE** C. - 1993 - Degradation of phenanthrene, fluorene, fluoranthene and pyrene by a Mycobacterium

SP, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 59, pp. 1927-1930.

**BRIGGS** G.G., **BROMILOW** R.H. et **EVANS** A.A. - 1982 - Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of nonionised chemicals by barley, *Pesticide Science*, Vol. 13, pp. 495-504.

**BRODKORB** T.S. et **LEGGE** R.L. - 1992 - Enhanced biodegradation of phenanthrene in oil tar-contaminated soils supplemented with *Phanerachaeete chryso sporium*, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 58, pp. 3117-3121.

**Bulletin de la Société Botanique du Nord de la France** - 1986 - Vol. 39, pp. 1-4.

**BUYER** J.S. - 1995 - A soil and rhizosphere microorganism isolation and enumeration medium that inhibits *Bacillus mycoides*, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 61(5), pp. 1839-1842.



**CERNIGLIA** C.E., **GIBSON** D.T. et **DODGE** R.H. - 1994 - Metabolism of Benz[a]anthracene by the filamentous fungus *Cunninghamella elegans*, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 60, pp. 3931-3938.

**CHAMPETIER** G. - 1950 - La grande industrie organique, *Que sais-je ?* 136 p.

**CHANWAY** C.P., **TURKINGTON** R. et **HOLL** F.B. - 1991 - Ecological implications of specificity between plants and rhizosphere microorganisms, *Advances in ecological research*, Vol. 21, pp. 121-169.

**COME** D., **DURAND** R. et B., **JACQUES** R., **PENON** P. et **ROLAND** J.C. - 1982 - sous la direction de MAZLIAK P. Physiologie Végétale II : Croissance et Développement, *Hermann, Paris, Coll. Méthodes*, 459 p.

**CUNNINGHAM** S.D. - 1993 - Plant-based environmental remediation progress and promise, *In Vitro Cell Deb Bio*, Vol. 42A, pp. 33.

**CUNNINGHAM** S.D. et **BERTI** W.R. - 1993 - Remediation of contaminated soils with

green plants : an overview, *In Vitro Cell Dev Biol*, Vol. 29, pp. 207-212.

conditions, *Translated from Dokl. Akad. Nauk SSSR*, Vol. 218(6), pp. 1368-1471.



**DAVIS** L.C., **ERICKSON** L.E., **LEE** E., **SHIMP** J.F. et **TRACY** J.C. - 1993 - Modeling the effects of plants on the bioremediation of contaminated soil and ground water, *in: Environmental Progress*, Vol. 12(1), pp. 67-75.

**DE LANGHE** J.E., **DELVOSALLE** L., **DUVIGNEAUD** J., **LAMBINON** J. et **VANDENBERGHEN** C. - 1973 - Nouvelle Flore de la Belgique, du G.D. de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines, *Edition du Patrimoine du Jardin Botanique National de Belgique*.

**DEMAIN** A.L. et **SOLOMON** N.A. - 1986 - Manual of industrial microbiology and biotechnology. Washington DC, *American Society of Microbiology*.

**DIBBLE** J.T. et **BARTHA** R. - 1979 - Rehabilitation of oil-inundated agricultural land: a case history, *Soil Science*, Vol. 128(1), pp. 56-60.

**DIEM** H.G. et **MANGENOT** F. - 1974 - Influence de la rhizosphère sur les interactions microbiennes dans le sol, *Actes du Colloque organisé par F. Mangenot et la Société Botanique de France*.

**DOMMERGUES** Y. - 1971 - Interrelations sans caractère symbiotique entre la végétation et la microflore du sol : effet litière. *In*: Pesson P. La vie dans les sols - Aspects nouveaux - Etudes expérimentales, *Gauthier Villars Ed., Paris, Coll. Géobiologie - Ecologie - Aménagement*.

**DOMMERGUES** Y. - 1974 - Pourquoi et comment développer les recherches sur la rhizosphère, *Actes du colloque organisé par F. Mangenot et la Société Botanique de France*.

**DRIRE Nord - Pas de Calais** - 1999 - L'industrie au regard de l'Environnement.

**DURIN** L. et **GEHU** J.M. - 1986 - Catalogue Floristique Régional, *Edité par le Centre Régional de Phytosociologie de Bailleul, l'Espace Naturel Régional et la Délégation Régionale à l'Architecture et l'Environnement*.

**DURMISHIDZE** S.V., **DEVDORIAN** T.V., **KAVTARADZE** L.K. et **KUARTSKHAVA** L.Sh. - 1974 - Assimilation and conversion of 3,4benzpyrene by plants under sterile

conditions, *Translated from Dokl. Akad. Nauk SSSR*, Vol. 218(6), pp. 1368-1471.

**EL OUAFI** V. - 1995 - Contribution à l'étude de la flore dégradant des HAP dans des sols de friches charbonnières, *Mémoire de Fin d'Etudes DESS*.

**ELLWARDT** P.C. - 1977 - Variation in content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil and plants by using municipal waste composts in agriculture, *Soil Organic Matter*, pp. 291-297.

**ENZMINGER** J.D. et **AHLERT** R.C. - 1987 - Environmental fate of polynuclear aromatic hydrocarbons in coal tar, *Environmental Technology Letters*, Vol. 8, pp. 269-278.

**ERICKSON** R. et **KUHN SILK** W. - 1980 - La cinématique de la croissance des plantes, *Pour la Science*, Vol. 33, pp. 18-29.



**FITTER** A.H. et **BRADSHAW** A.D. - 1974 - Root penetration of *Lolium Perenne* on colliey shale in response to reclamation treatments, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 11, pp. 609-616.

**FRITZSCHE** C. - 1994 - Degradation of pyrene at low defined oxygen concentrations by a *Mycobacterium* sp, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 60, pp. 1687-1689.



**GARRIGUES** P. et **LAMOTTE** M. - 1993 - Polycyclic Aromatic Compounds : synthesis, properties, analytical measurements, occurrence and biological effects, *Gordon and Breach Science*.

**GENOUW** G., **DE NAEYER** F., **VAN MEENEN** P., **VAN DE WERF** H., **DE NIJS** W. et **VERSTRAETE** W. - 1994 - Degradation of oil sludge by landfarming : a case study at the Ghent Harbour, *Biodegradation*, Vol. 5, pp. 37-46.

**GILLET** M. - 1980 - Les Graminées fourragères - Description, fonctionnement, application à la culture de l'herbe, *Gauthier Villars, Paris*,

---

*Coll. "Nature et Agriculture"*, pp. 263-267 et pp. 275-278.

**GNIS** (Groupement Interprofessionnel des Semences et des Plantes) - 1983 - Le Dactyle (*brochure*).

**GNIS** - 1993 - Le Ray-Grass (*brochure*).

**GNIS** - Le trèfle blanc (*brochure*).

**GRIFOLL M.**, **CASELLAS M.**, **BAYONA J.M.** et **SOLANAS A.M.** - 1992 - Isolation and Characterisation of a fluorene degrading bacterium : identification of ring oxidation and ring fission products, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 58, pp. 2910-2917.

**GRIMMER G.** et **DUVEL D.** - 1970 - Investigation of biosynthetic formation of polycyclic hydrocarbons in higher plants, *Z. Naturforsch.*, Vol. 256, pp. 1171-1175.

**GRUND E.**, **DENECKE B.** et **EICHENLAUB R.** - 1992 - Naphthalene degradation via salicylate and gentisate by *Rhodococcus* SP. strain B4, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 58, pp. 1874-1877.

**GUERRIER O.** - 1993 - Commune de Harnes Fosse 21/22 - Cavalier Avant Projet Sommaire, *Contrat de Plan Etat - Région, Friches industrielles*.



**HAMMEL K.E.**, **ZHI GAI W.**, **GREEN B.** et **MOEN M.A.** - 1992 - Oxidative degradation of phenanthrene by the ligninolytic fungus *Phanerochaete chrysosporium*, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 58, pp. 1832-1838.

**HEXAGONE ENVIRONNEMENT** - Dynamique végétale et reconquête des friches industrielles. Friches industrielles et Environnement - Le Nord - Pas de Calais.

**HINCHEE R.L.** et **OLFENBUTTEL R.F.** - In situ Bioreclamation, *Butterworth-Heinemann, Boston*, pp. 600-605.



**ITCF Boigneville** - 1989 - Service Plantes et Climat - Ecophysiologie des céréales. Ecophysiologie des céréales à paille.



**JONES K.C.**, **GRIMMER G.**, **JACOB J.** et **JOHNSTON A.E.** - 1989 - Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of wheat grain and pasture grassland over the last century from one site in the UK. *The Science of the Total Environment*, Vol. 78, pp. 117-130.

**JUSTE C.** - 1974 - Substances physiologiquement actives exsorbées par les semences et les racines de certains végétaux, *Actes du Colloque organisé par F. Mangenot et la Société Botanique de France*.



**KELLEY I.**, **FREEMAN J.P.**, **FREDRICK E.E.** et **CERNIGLIA C.E.** - 1993 - Identification of metabolites from the degradation of fluoranthene by *Mycobacterium* sp. strain PYR-1, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 59, pp. 800-806.

**KIRCHMANN H.** et **TENGSEVED A.** - 1991 - Organic Pollutants in Sewage Sludge 2. Analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil, *Swedish Journal of Agricultural Research*, Vol. 21 (3), pp. 115-119.

**KOFLER L.** - 1963 - Croissance et Développement des plantes, *Gauthier Villars, Paris, Coll. enseignement biologique*.

**KOMATSU T.**, **OMORI T.** et **KODAMA T.** - 1993 - Microbial degradation of the polycyclic aromatic hydrocarbons acenaphthene and acenaphthylene by a pure bacterial culture, *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry*, Vol. 57, pp. 864-865.

**KOTTERMAN M.J.J.**, **HEESSELS E.**, **DE JONG E.** et **FIELDS J.A.** - The physiology of anthracene biodegradation by white-rot fungi *Bjerkandera* sp. strain BOS55, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 42, pp. 179-186.



**LAMBERT M.**, **KREMER S.**, **STERNER O.** et **ANKE H.** - 1994 - Metabolism of pyrene by the basidiomycete *Crinipellis stiptitaria* and identification of pyrenequinones and theirs hydroxylated precursors in strain JK375, *Applied and environmental microbiology*, pp. 3597-3601.

**LANGE B.**, **KREMER S.**, **STERNER O.** et **ANKE H.** - 1994 - Pyrene metabolism in *Crinipellis stiptitaria* ; identification of trans-4,5-dihydropyrene and 1 pyrenesulfate in strain



**LARPENT** J.P. et **LARPENT-GOURGAUD** M. - 1990 - Mémento technique de microbiologie, *Lavoisier, Paris, Tech. et Doc.*

**LARSSON** B.K. - 1985 - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and lead in roadside lettuce and rye grain. *Journal of Sci. Food Agri.*, Vol. 36, pp. 463-470.

**LES HOUILLIERES DU BASSIN DU NORD-PAS DE CALAIS** - Groupe Charbonnages de France 1946-1990 : 45 ans d'histoire du Bassin minier du Nord - Pas de Calais à travers les journaux de l'entreprise. *Relais, numéro spécial.*



**MAZLIAK** P. - 1974 - Physiologie Végétale : Nutrition et Métabolisme, *Hermann, Paris, Coll. Méthodes*, 349 p, ISBN : 2-7056-5645-6.

**MOULE** C. - 1971 - Phytotechnie spéciale-1 : Fourrages, *La maison rustique.*

**MUELLER** J.G., **CHAPMAN** P.J., **BLATTMANN** B.O. et **PRITCHARD** P.H. - 1990 - Isolation and characterisation of a fluoranthene-utilizing strain of *Pseudomonas paucimobilis*, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 56, pp. 1079-1086.



**PATERSON** K.G. et **SCHNOOR** J.L. - 1990 - Fate and transport of Alachlor and Atrazine in an unsaturated riparian zone. Proceedings of the Conference on hazardous Waste research, *LE Erickson Ed., Kansas State University - Manhattan KS*, pp. 561-591.



**REGNAULT** J.P. - 1982 - Microbiologie générale. *Montréal, Decarie.*

**RIVIERE** J. et **CHALVIGNAC** M.A. - 1971 - La rhizosphère. Pesson P. La vie dans les sols - Aspects nouveaux - Etudes expérimentales, *Gauthier Villars, Paris, Coll. Géobiologie - Ecologie - Aménagement.*

**RYAN** J.A., **BELL** R.M., **DAVIDSON** J.M. et **O'CONNOR** G.A. - 1988 - Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soil, *Chemosphere*, Vol. 17 (12), pp. 2299-2323.

**SABLJIC** A., **GUSTEN** H., **SCHENHERR** J et **RIEDERER** M. - 1990 - Modeling PLant Uptake of Airbone Organic Chemicals - 1. Plant cuticle / Water partitioning and molecular connectivity, *Environmental Science and Technology*, Vol. 24 (9), pp. 1321-1326.

**SAFFERMAN** S.I., **BAUD-GRASSET** F., **CORMIER** S.M., **DANIEL** F.B, **SMITH** MK., **BAUD-GRASSET** S. et **LAMAR** R.T. - 1992 - Bioremediation of a contaminated soil evaluated with a set of Toxicity Tests, *Abstracts of the SETAC 13th Annual Meeting - Cincinnati OH USA (TA6F20)*, 196 p.

**SMITH** M.R. - 1990 - The biodegradation of aromatic hydrocarbons by bacteria, *Biodegradation*, Vol. 1, pp. 191-206.

**SOLTNER** D. - 1986 - Phytotechnie spéciale - Les grandes productions végétales - Céréales - Plantes Sarclées - Prairies, *Coll. Science et Techniques Agricoles.*

**STRINGFELLOW** W.T. et **AITKEN** M.D. - 1994 - Comparative physiology of phenanthrene degradation by two dissimilar pseudomonas isolated from a creosote-contaminated soil, *Canadian Journal of Microbiology*, pp. 432-438.



**THOMAS** A.O. et **LESTER** J.N. - 1994 - The reclamation of diused gasworks sites : news solutions to an old problem, *The Science of the Total Environment*, Vol. 152, pp. 239-260.

**TOPP** E., **SCHEUNERT** I., **ATTAR** A. et **KORTE** F. - 1986 - Factors affecting the uptake of C-labeled organic chemicals by plants from soil, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 11, pp. 219-228.

**TRAPP** S., **MATTHIES** M., **SCHEUNERT** I. et **TOPP** E.M. - 1990 - Modeling the bioconcentration of Organic Chemicals in Plants, *Environmental Science and Technology*, Vol. 24 (8), pp. 1246-1252.



**Union Interprofessionnelle des Semences Fourragères** - "L'herbe... ça se cultive" : (brochure).

---

**Université CL. Bernard - Laboratoire d'écologie microbienne.** - 1988-91 - Un procédé exemplaire de réaménagement et de reverdissement des carrières : l'emploi des espèces fixatrices symbiotiques d'azote atmosphérique, *Taxe parafiscale sur les granulats, Opération n°6OEG161.*



**VYAS B.R., BAKOWSKI S., SASEK V. et MATUCHA M.** - 1994 - Degradation of anthracene by selected white rot fungi, *FEMS Microbiology Ecology*, Vol. 14, pp. 65-70.



**WALTER U., BEYER M., KLEIN J. et REHM H.J.** - 1991 - Degradation of pyrene by *Rhodococcus* sp. UW1, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 34, pp. 671-676.

**WALTON B.T. et ANDERSON T.A.** - 1990 - Microbial degradation of trichloroethylene in the rhizosphere : potential application to biological remediation of waste sites, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 56 (4), pp. 1012-1016.

**WANG D.T. et MERESZ O.** - 1981 - Occurrence and potential uptake of polynuclear aromatic hydrocarbons of highway traffic origin by proximally grown food crops, *Abstract of the Sixth Int. Symp. on PAH, Batelle Columbus Lab. Columbus Ohio.*

**WANG W.** - 1987 - Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 6, pp. 404-414.

**WANG W.** - 1985 - Use of Millet root elongation for toxicity tests of phenolic compounds, *Environment International*, Vol. 11, pp. 95-98.

**WELCH R.M.** - 1995 - Micronutrient nutrition of plants, *Critical Reviews in plant Sciences*, Vol. 14, pp. 49-82.

**WEISSENFELS W.D., BEYER M. et KLEIN J.** - 1990 - Degradation of phenanthrene, fluorene and fluoranthene by pure bacterial cultures, *Applied and environmental microbiology*, Vol. 32, pp. 479-484.

**WILD S.R. et JONES K.C.** - 1991 - Studies on the Polynuclear aromatic hydrocarbons content of carrots (*Daucus carota*), *Chemosphere*, Vol. 23 (2), pp. 243-251.

**WILD S.R., WATERHOUSE K.S., MCGRATH S. et JONES K.C.** - 1990 - Organic contaminants in an agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments : Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, *Environmental Science and Technology*, Vol. 24 (11), pp. 1706-1711.

*ISSN en cours*

Dépôt Légal : Novembre 2001

Photographies en couverture : Jacques DELAY (arméria), Anne ANDERBERG (talspi, avoine, luzerne, houlque)  
Maquette et mise en page : Anne DOUTI



Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués  
17, rue Edouard Delesalle F-59800 LILLE  
Tel : 33+ (0)3 28 36 93 59 - Fax : (0)3 28 36 93 62

ISBN 2-9517290-0-6