

DÉPOLLUTION VERTE

Utiliser les végétaux
pour réhabiliter les milieux contaminés

Domenico Morabito, Sylvain Bourgerie,
Manhattan Lebrun, Didier Le Thiec, coord.



Dépollution verte

Utiliser les végétaux pour réhabiliter
les milieux contaminés

Domenico Morabito, Sylvain Bourgerie,
Manhattan Lebrun, Didier Le Thiec, coord.

Éditions Quæ

Collection Synthèses

Des contrats dans les filières agricoles, forêt-bois et halieutiques
Dialogue entre le droit, l'économie et la sociologie
Magrini M.-B., Aubin-Brouté R.-J., Bouamra-Mechemache Z., Marty G., Vignes A., coord.
2025, 232 p.

Invasion et expansion d'insectes bioagresseurs forestiers
Quels risques pour la forêt française dans le contexte des changements globaux ?
Robinet C., Saintonge F.-X., Tassus X., Brault S., coord.
2025, 312 p.

Agriculture et changement climatique
Impacts, adaptation et atténuation
Debaeke P., Graveline N., Lacor B., Pellerin S., Renaudeau D., Sauquet E., coord.
2025, 398 p.

Les mycotoxines
Connaissances actuelles et futurs enjeux
Oswald I., Forget F., Puel O., coord.
2024, 272 p.

Pour citer cet ouvrage :

Morabito D., Bourgerie S., Lebrun M., Le Thiec D., 2025. *Dépollution verte. Utiliser les végétaux pour réhabiliter les milieux contaminés*, Versailles, éditions Quæ, 158 p.
<https://doi.org/10.35690/978-2-7592-4182-8>

Photo de couverture : Ancienne zone humide du lac bleu, district métallifère de Pontgibaud, site de la mine de Roure-les-Rosiers, Saint-Pierre-le-Chastel (63); présence de résidus d'extraction de minerais de plomb-argentifère. © Domenico Morabito

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication (<https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>).

La procédure d'évaluation est décrite dans Prism (<https://directory.doabooks.org/handle/20.500.12854/25780>).

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes potentiellement générés par IA.

Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Éditions Quæ
RD 10, 78026 Versailles Cedex
www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2025

ISBN (papier) : 978-2-7592-4181-1
ISBN (ePub) : 978-2-7592-4183-5

ISBN (PDF) : 978-2-7592-4182-8
ISSN : 1777-4624

Sommaire

Introduction	7
---------------------------	---

PARTIE I

ÉTAT DE LA POLLUTION ET POSSIBILITÉS DE REMÉDIATION BIOLOGIQUE

Chapitre 1. Sources et évolution de la pollution :

air, sol, eau et concept de phytoremédiation	11
---	----

Didier Le Thiec, Jean-Louis Morel

Identification des différentes sources de pollution	12
Effets de cette pollution sur l'environnement	17
Remédiation, phytoremédiation et solutions fondées sur la nature	19
Références bibliographiques	22

Chapitre 2. La remédiation biologique des compartiments pollués :

méthodes et applications	24
---------------------------------------	----

Sylvain Bourgerie, Domenico Morabito, Manhattan Lebrun

La phytoremédiation	25
La bioremédiation	29
Les facteurs influençant la réussite de la remédiation biologique	30
Les avantages et les inconvénients de la remédiation biologique	31
Conclusion	32
Références bibliographiques	32

PARTIE II

DÉPOLLUTION BIOLOGIQUE DE L'AIR, DES EAUX ET DES EFFLUENTS

Chapitre 3. Capture des polluants atmosphériques par les cultures :

mécanismes et conséquences	37
---	----

Jean-François Castell

Mécanismes de transfert et de capture	38
Utilisation des cultures pour la dépollution de l'air	41
Conclusion	44
Références bibliographiques	45

**Chapitre 4. Potentialités et limites de la dépollution de l'air
par les structures végétalisées urbaines.....47**

Juliette Leymarie, Jean-François Castell

Potentialités de dépollution de l'air aux échelles de la petite région urbaine et des parcs urbains	47
Effets ponctuels : petites surfaces végétalisées, organisation spatiale, arbres isolés.....	48
Caractéristiques du végétal influençant la capture de polluants	50
Capacité des structures végétalisées pour la dépollution de l'air	52
Conclusion.....	54
Références bibliographiques	54

Chapitre 5. Aménagements paysagers pour réduire les transferts de contaminants d'origine agricole vers le milieu aquatique58

Julien Tournebize, Cédric Chaumont

Stratégie d'interception des eaux de drainage	59
Performance des ZTHA sur l'ion nitrate.....	61
Performance de la ZTHA pour les pesticides	65
Conclusion.....	68
Références bibliographiques	68

PARTIE III

**RÉHABILITATION ET VALORISATION DES SOLS POLLUÉS :
APPROCHES VÉGÉTALES ET MICROBIENNES**

**Chapitre 6. Pollution des sites miniers ou industriels
et stratégie de phytostabilisation aidée.....73**

Sylvain Bourgerie, Domenico Morabito, Manhattan Lebrun

Mécanismes développés par les plantes qui influencent la mobilité des ETM	73
Les amendements en tant que stabilisateurs des ETM	75
Mécanismes développés par les microorganismes.....	78
Conclusion.....	80
Références bibliographiques	81

**Chapitre 7. Pollution des sols par les hydrocarbures,
biodégradation microbienne et rôle des plantes.....84**

Aurélie Cébron, Thierry Beguiristain, Marc Crampon, Marie-Paule Norini, Pierre Leglize

Métabolismes microbien de biodégradation des hydrocarbures et application en bioremédiation.....	85
Rôle des plantes dans la dynamique des hydrocarbures.....	87
Optimisation de la phytoremédiation	88
Challenge de la phytoremédiation <i>in situ</i>	90
Conclusion.....	91
Références bibliographiques	92

Chapitre 8. Le phytomanagement : une solution fondée sur la nature pour réhabiliter les sols pollués.....	95
<i>Yoann Boisson, Lisa Ciadamidaro, Michel Chalot</i>	
Stratégies de phytomanagement pour la réhabilitation des sols pollués par les éléments-traces.....	96
Phytoremédiation assistée par les microorganismes.....	100
Valorisation économique de la biomasse produite.....	101
Conclusion.....	103
Références bibliographiques	104
Chapitre 9. Phytomanagement pour la gestion de la pollution des sols nourriciers en contexte agricole et urbain	107
<i>Thierry Lebeau</i>	
Origine des contaminations des sols nourriciers en contexte rural et urbain.....	108
Gestion des sols nourriciers pollués	109
Application du phytomanagement au cas des sols agricoles.....	112
Conclusion.....	118
Références bibliographiques	118
Chapitre 10. Récolter des métaux avec l'agromine.....	123
<i>Jean-Louis Morel, Marie-Odile Simonnot, Yetao Tang, Guillaume Echevarria, Wenshen Liu, Baptiste Laubie</i>	
Qu'est-ce que l'agromine ?	124
L'agromine du nickel	125
L'agromine des terres rares.....	128
Conclusion.....	129
Références bibliographiques	130
PARTIE IV	
FAISABILITÉ ÉCONOMIQUE ET ACCEPTABILITÉ SOCIALE	
DES STRATÉGIES DE REMÉDIATION	
Chapitre 11. La difficile économie de la remédiation des sols.....	133
<i>Xavier Galiégue</i>	
La remédiation des sols : quel préjudice ?	134
La remédiation des sols : quelle action de remédiation ?	137
Quel critère de remédiation ? Le jeu complexe des acteurs.....	139
Conclusion.....	141
Références bibliographiques	141
Chapitre 12. Les freins sociaux à l'instauration du phytomanagement	143
<i>Valérié Bert, Hervé Flanquart</i>	
Qu'est-ce que l'acceptabilité sociale ?	143
Quelle acceptabilité pour les phytotechnologies ?	144

Quelle acceptabilité pour les phytomasses provenant des phytotechnologies ?.....	148
Conclusion.....	150
Références bibliographiques	150
Conclusion générale.....	153
Liste des abréviations.....	155
Liste des auteurs.....	157

Introduction

La pollution des sols, de l'air et de l'eau, conséquence de l'industrialisation et de l'augmentation de la population, et ses effets sur la santé humaine et l'environnement suscitent aujourd'hui une prise de conscience croissante à l'échelle mondiale. Cette problématique a fait l'objet de nombreuses études scientifiques et de conférences initiées avec le soutien d'organismes internationaux qui agissent pour la défense de la santé et de l'environnement. Ainsi, un état des lieux des pollutions induites par l'ensemble de nos activités, qui pour la plupart sont essentielles à notre mode de vie, est actuellement dressé. Cela doit permettre de rechercher et d'apporter des solutions concrètes et spécifiques à mettre en place pour en limiter les impacts. Mais les fortes pressions que nous continuons à exercer sur les composantes de notre planète font peser de lourdes menaces sur l'environnement et la santé publique si aucune action n'est entreprise.

En effet, la croissance démographique à l'échelle mondiale s'accompagne d'une augmentation de la demande en minéraux, produits agricoles, fibres et carburants. Cette intensification affecte les équilibres physiques, chimiques et biologiques, et impacte à la fois notre santé, la biodiversité et les services écosystémiques. Ainsi, la pollution de l'atmosphère serait responsable à elle seule, chaque année, de 6,7 millions de décès prématurés dans le monde. Il est donc essentiel de prendre conscience de cette situation et d'engager des actions de remédiations de ces compartiments pollués afin de mettre en place une gestion raisonnée de l'utilisation de nos ressources et de préserver un équilibre écologique déjà fragile et aujourd'hui menacé. Les impacts de ces pollutions sont multiples : dérèglement climatique à l'échelle mondiale, perte importante des fonctions écologiques des sols et dégradation de la qualité et de la disponibilité des ressources en eau.

Cette pollution est à corrélérer, depuis le début de l'ère industrielle, avec une gestion inadéquate des sols et des compartiments associés. Les activités humaines, notamment l'industrialisation massive qu'a connue notre société, ont produit des zones marginales dégradées. Ces activités ont induit la mise en place de déséquilibres, marqués par l'accumulation de composés organiques ou minéraux dans l'atmosphère, dans les sols, dans les eaux superficielles ou souterraines.

Bien que des origines naturelles de pollutions existent, telles que les éruptions volcaniques, dans la majorité des cas, les concentrations élevées en composés polluants dépassant les seuils de tolérance sont très souvent le résultat des activités anthropiques, et entraînent une perte des fonctions originelles des milieux.

Dans certains cas, les sols dégradés peuvent recouvrer leurs fonctions écologiques essentielles et contribuer de nouveau aux services écosystémiques, à condition de mettre en œuvre des stratégies de remédiations efficaces. Ces stratégies visent à réduire ou éliminer les pollutions et à mettre en place un nouvel équilibre favorable à une reprise significative de la vie biologique.

Parmi les approches émergentes, les solutions dites « fondées sur la nature », qui utilisent des végétaux (aussi appelées « phytotechnologies ») et des microorganismes, sont de plus en plus privilégiées pour assainir les milieux pollués. Ces solutions, plus économiques et moins agressives que les techniques physico-chimiques classiques, rencontrent une forte acceptabilité sociétale.

Cet ouvrage a pour ambition de présenter ces stratégies biologiques de dépollution en s'appuyant sur des recherches récentes. Il met en lumière des techniques alternatives aux solutions conventionnelles, conciliant efficacité environnementale et durabilité.

La partie I est consacrée à l'inventaire des sources de pollutions présentes dans les différents compartiments de l'environnement, leurs modes de diffusion, les mécanismes de toxicité ainsi que les solutions basées sur la phytoremédiation.

La partie II aborde les principaux polluants que l'on peut identifier dans l'air, dans les milieux aquatiques et dans les eaux de ruissellement. Elle explore les aménagements végétalisés capables de capter les particules fines et les gaz nocifs et met en avant les aménagements paysagers destinés à piéger et limiter les pollutions dues aux nitrates, aux pesticides et aux métaux.

La partie III détaille les différentes stratégies de phytoremédiation associant végétaux et microorganismes pour diminuer la pollution des sols, notamment en contexte agricole et industriel. Quand cela est possible, la valorisation des biomasses produites est proposée en phytomanagement et en agromine.

Enfin, la partie IV développe les dimensions socio-économiques de ces approches, ce qui vient compléter les explications techniques de l'utilisation de végétaux pour limiter les effets négatifs des pollutions, en évaluant les coûts, les bénéfices et les freins à leur mise en œuvre.

Cet ouvrage illustre ainsi les possibilités offertes par la phytoremédiation pour limiter les effets néfastes de décennies d'activités économiques mal maîtrisées. Il propose des pistes pour une gestion écologique, raisonnée et respectueuse afin de réconcilier société et environnement. Ces approches écologiques non agressives permettent également de retrouver les services écosystémiques rendus notamment par les sols.

Les auteurs ayant contribué à cet ouvrage représentent un large spectre des chercheurs français investis dans le domaine de la gestion écologique des pollutions. Toutefois, pour des raisons éditoriales, il n'a pas été possible d'associer à ce travail tous les collègues actifs dans ce domaine, bien que leurs travaux soient tout aussi essentiels.

Nous souhaitons que cet ouvrage contribue à une meilleure information et à la valorisation de nouvelles approches de dépollution de notre environnement, fondées sur l'utilisation durable du végétal.

Partie I

État de la pollution et possibilités de remédiation biologique

Chapitre 1

Sources et évolution de la pollution : air, sol, eau et concept de phytoremédiation

Didier Le Thiec, Jean-Louis Morel

La révolution industrielle au XIX^e siècle marque un tournant décisif dans l'histoire de la pollution en Europe, dont la France. En effet, au début de ce siècle, la France connaît un essor économique important, avec le passage d'une économie essentiellement agraire à une production de biens manufacturés à grande échelle. C'est le début de la pollution de grande ampleur, notamment de l'atmosphère. Le développement des industries, particulièrement dans les grandes villes, et la combustion massive de charbon – pour alimenter les usines et les chauffages domestiques – provoquent une forte pollution atmosphérique. À la fin du XIX^e siècle et au début du XX^e siècle, le pays connaît une deuxième révolution industrielle avec l'utilisation de nouvelles sources d'énergie : électricité, gaz, pétrole. Dans le même temps, la chimie se développe (ex. : engrais azotés) avec une accentuation de la pollution des sols et des eaux de surface et souterraines, notamment par les rejets des usines et des eaux usées non traitées. Les villes et les zones rurales se développent sans gestion adéquate des déchets, créant des problèmes sanitaires et environnementaux. Au cours du XX^e siècle, des lois et des dispositifs seront mis en place pour réduire les sources de pollution.

En 2022, Fuller *et al.* ont effectué un bilan sur les effets de différentes pollutions sur la santé humaine au niveau mondial. La pollution engendre chaque année plus de 9 millions de morts, dont 6,5 millions sont attribuables à la pollution de l'air et 1,8 million au plomb (Pb) et autres produits chimiques. Les polluants, quels qu'ils soient, affectent les écosystèmes avec des conséquences néfastes sur la biodiversité, l'état de santé des organismes vivants, animaux ou végétaux, la qualité des eaux (de surface, souterraines ou océaniques) ainsi que la qualité et la fertilité des sols. Les interactions à l'intérieur de ces écosystèmes peuvent aussi être perturbées de façon complexe.

Ce chapitre traitera, dans un premier temps, des différentes sources de pollution, puis nous montrerons l'évolution de cette pollution au cours du temps et l'état actuel des différents polluants majeurs en France. Nous présenterons ensuite les effets de cette pollution sur l'environnement et nous aborderons finalement la remédiation et la phytoremédiation.

► Identification des différentes sources de pollution

Il existe deux catégories de pollution : la première est dite « ponctuelle », car elle est souvent localisée géographiquement dans l'espace et ses produits sont émis directement dans l'écosystème ; la seconde est dite « diffuse », car les substances sont rejetées de façon spatio-temporelle, par exemple les pesticides épandus dans les grandes cultures peuvent polluer les sols, les nappes phréatiques, les rivières, et avoir des impacts sur des écosystèmes éloignés de la source de pollution.

Pollution atmosphérique

Les polluants dans l'atmosphère peuvent être d'origine naturelle – ils sont alors émis par la végétation, l'érosion des sols, les volcans, les incendies de forêt, etc. – ou d'origine anthropique. Dans la troposphère, les polluants observés proviennent directement de ces sources (polluants primaires), mais peuvent également résulter de réactions physico-chimiques entre composants chimiques (polluants secondaires) dépendantes des conditions météorologiques (ex. : l'ozone, ou O_3 , en été, les particules et le dioxyde d'azote, ou NO_2 , en hiver et au printemps).

Tous les secteurs d'activité sont susceptibles d'émettre des polluants atmosphériques : voici un aperçu des principales sources de pollution. Il est à rappeler que les limites sont régies par la réglementation, elles sont le fruit de la mise en place de normes ISO ou CEN (Comité européen de normalisation)¹.

- Le transport routier : c'est l'une des principales sources de pollution, surtout dans les zones urbaines, notamment avec les émissions de NO_2 , de dioxyde de carbone (CO_2) et de particules fines (PM_{10} , $PM_{2.5}$ et $PM_{1.0}$). Les véhicules diesel, en particulier, sont souvent pointés du doigt.
- Les transports aériens et maritimes : ils contribuent également à la pollution atmosphérique, bien que dans une moindre mesure par rapport aux transports terrestres, avec l'émission de CO_2 et des oxydes d'azote (NO_x). Les navires sont une source importante de pollution dans les zones portuaires, émettant du dioxyde de soufre (SO_2) et des particules fines.
- Les activités industrielles : elles génèrent une grande quantité de polluants, notamment les particules, les composés organiques volatils (COV) et le SO_2 . Les secteurs tels que l'énergie, la chimie, la cimenterie et la métallurgie sont particulièrement concernés.
- Les activités de production d'énergie : la production d'électricité, surtout à partir de sources fossiles comme le charbon et le gaz naturel, émet des gaz à effet de serre et des polluants atmosphériques de toutes sortes.
- Les activités agricoles et sylvicoles : l'utilisation d'engrais azotés, et de pesticides en particulier, contribuent à la pollution de l'air et à la pollution des sols et des eaux. Les émissions de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O) sont significatives dans ce secteur, notamment celui de l'élevage de ruminants.
- Le secteur résidentiel avec l'habitat et les constructions : la rénovation des bâtiments ainsi que l'utilisation de combustibles fossiles pour le chauffage sont des sources de polluants tels que le monoxyde de carbone (CO) et les particules.

1. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/01_Tableau-Normes-Seuils%20r%C3%A9glementaires.pdf; https://www.lcsqa.org/system/files/media/documents/rapport_lcsqa_2014_normreg_vf.pdf

Produits de nettoyage, peintures et solvants libèrent des COV qui contribuent à la pollution de l'air intérieur et extérieur.

– Les déchets : les décharges et l'incinération des déchets peuvent émettre une variété de polluants comme le méthane, les particules, y compris des dioxines et des éléments-traces. La gestion inadéquate des déchets contribue également à la pollution des sols et des eaux. Les déchets plastiques, s'ils ne sont pas recyclés, finissent dans les océans, où ils provoquent une pollution marine importante. La majeure partie des résidus de plastiques sont fragmentés en micro et en nanoplastiques que l'on retrouve dans tous les compartiments naturels.

L'effort pour réduire la pollution implique des politiques publiques ciblées, des innovations technologiques et une prise de conscience accrue des citoyens. Les initiatives se concentrent aujourd'hui sur la réduction des émissions des transports, l'amélioration de la qualité de l'air et la mise en place de pratiques agricoles durables.

Pollution des eaux et des sols

De nombreuses activités humaines peuvent avoir des effets délétères sur nos rivières, lacs, mers et nappes phréatiques. La qualité de l'eau est influencée par des rejets directs, tels que ceux provenant d'une usine ou d'une station d'épuration des eaux usées (pollutions ponctuelles). Elle est également influencée par diverses sources diffuses, telles que les épandages d'engrais et l'utilisation de produits phytosanitaires par les activités agricoles, et les polluants rejetés dans l'air par l'industrie, qui retombent ensuite sur les sols et en mer. La principale source de pollution ponctuelle de l'eau provient du traitement des eaux usées et des eaux d'égout, tandis que la pollution diffuse a pour sources principales l'agriculture et les centrales à combustible fossile (*via* la pollution de l'air). L'utilisation excessive de produits phytosanitaires et d'intrants agricoles de type fertilisants contamine les eaux souterraines et de surface, provoquant, dans le cas des nitrates et des phosphates, des problèmes comme les algues vertes en Bretagne. Les pratiques agricoles intensives dégradent les sols et contribuent à l'érosion, qui peut entraîner la pollution des rivières avec des sédiments riches en composés chimiques.

Les polluants chimiques, tels que les éléments-traces comme les métaux lourds, les médicaments, notamment les antibiotiques et les hormones, ou encore les produits phytosanitaires, polychlorobiphényles (PCB), les substances per et polyfluoroalkylées (PFAS), etc., ont de nombreuses conséquences sur la biodiversité, puisqu'ils se retrouvent dans les sols et les eaux, mais également dans l'air ainsi que dans la faune et la flore. De nombreuses recherches sont en cours, notamment pour déterminer leurs effets sur la santé humaine, mais aussi pour déterminer les seuils de risque.

Les anciennes activités industrielles, comme la sidérurgie, les industries chimiques, l'exploitation des ressources minières, laissent derrière elles des sols contaminés entre autres par des éléments-traces (ex. : Pb, cadmium, ou Cd, mercure, ou Hg) et des hydrocarbures.

Évolution et état de la pollution en France

Au xx^e siècle, avec l'avènement de l'automobile et l'accroissement des transports en général, la pollution atmosphérique s'est aggravée. Le nombre de véhicules à moteur a augmenté de manière exponentielle, notamment avec l'expansion économique des

Trente Glorieuses au lendemain de la Seconde Guerre mondiale jusqu'au choc pétrolier des années 1970. Ainsi, la combustion des hydrocarbures par les voitures est devenue une source majeure de pollution atmosphérique dans les villes françaises et autour des grands axes routiers. La production industrielle, en constante augmentation, a continué d'émettre des polluants tels que le SO₂ et les particules fines.

Les principales étapes

L'urbanisation croissante, avec une forte densification des villes dans les années 1960 et 1970, a engendré des niveaux élevés de pollution atmosphérique. Ainsi, les habitants des zones urbaines commencent à subir les conséquences de cette dégradation de la qualité de l'air, avec notamment l'aggravation des problèmes respiratoires. C'est pourquoi la pollution devient un sujet de préoccupation majeur dans les années 1970 en France, en particulier avec le choc pétrolier de 1973, qui pousse à réfléchir à une utilisation plus rationnelle des énergies fossiles. En janvier 1971, le gouvernement français crée le ministère de la Protection de la nature et de l'Environnement, marquant ainsi une première étape vers une politique de régulation et de contrôle de la pollution avec une prise de conscience des responsables politiques. En juin 1976, la loi sur la protection de la nature est adoptée, introduisant des mécanismes de protection contre les pollutions atmosphériques et hydriques, mais aussi imposant des listes d'espèces protégées et des études d'impact. Parallèlement, la France commence à développer des infrastructures de traitement des eaux usées et à imposer des normes plus strictes aux industries pour limiter leurs émissions de polluants.

L'accident chimique du 10 juillet 1976 à Seveso, en Italie, qui a libéré une grande quantité de dioxines (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine, ou TCDD) dans l'atmosphère, a été fortement médiatisé en Europe et a conduit à la mise en place de la directive Seveso en 1982, une législation européenne visant à prévenir les risques industriels majeurs. Cette catastrophe environnementale a renforcé la nécessité d'une surveillance accrue des industries à risque et d'une meilleure gestion (production, stockage, recyclage) des produits chimiques dangereux.

Les politiques publiques

Depuis les années 2000, la question du changement climatique et celle de ses interactions avec la pollution sont devenues des enjeux majeurs de société. Le réchauffement climatique accentue certains phénomènes de pollution, comme la réaction chimique de formation de O₃ dans l'air, qui est catalysée par les températures élevées. La France a ainsi signé des accords internationaux comme le Protocole de Kyoto (1997) et l'Accord de Paris (2015) pour réduire ses émissions de gaz à effet de serre. L'engagement vers une transition énergétique s'est poursuivi avec des politiques incitant à l'utilisation d'énergies renouvelables et à la réduction des énergies fossiles. Le développement de la « mobilité douce » (vélos, voitures électriques) et la mise en place de zones à faibles émissions dans plusieurs villes françaises visent à lutter contre la pollution urbaine. Ces politiques sont aujourd'hui menées par le ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche.

Un des défis majeurs qui persiste en France est la gestion des déchets, même si des progrès ont été réalisés en matière de recyclage et de réduction de l'enfouissement. La mise en place d'une économie circulaire (avec malgré tout de fortes disparités entre

territoires), avec une réduction à la source, le réemploi et le recyclage des matériaux sont essentiels pour limiter la pollution liée aux décharges (pollution des eaux et des sols) et aux incinérateurs (pollution de l'air).

Au niveau international, des plafonds d'émissions pour certains polluants sont fixés par le Protocole de Göteborg (1999) de la Convention de Genève. Ces plafonds se traduisent par l'obligation de mettre en place un système d'inventaires nationaux d'émissions de polluants atmosphériques et un plan d'action national de réduction de ces émissions. Le décret du 10 mai 2017 et l'arrêté du 11 mai 2017, qui composent en France le Plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques, fixent ainsi des objectifs de réduction des émissions.

La réalisation technique des inventaires nationaux des émissions de polluants atmosphériques est déléguée au Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (Citepa). Le Citepa est l'organisme national de référence dans ce domaine et assure, pour le compte de l'État, le rapportage réglementaire des émissions nationales au titre du Protocole de Göteborg de la Convention sur le transport atmosphérique à longue distance et de la directive NEC (National Emission Ceilings) sur les plafonds nationaux d'émissions (2016/2284/EU). En 1990 est créé aussi l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) ; l'institut a pour mission de contribuer à la prévention des risques que les activités économiques font peser sur la santé, la sécurité des personnes et des biens, et sur l'environnement. La mission de l'Ineris inclut également la fourniture de données d'émission aux utilisateurs et le couplage avec les modèles de qualité de l'air comme Prev'air. La qualité de l'air, évaluée en termes de concentrations, est suivie par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air, créées suite à la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie de 1996 (ou loi Laure).

La qualité de l'air, des eaux et des sols en France s'est améliorée depuis les années 1970-1980, notamment grâce à la mise en place de réglementations strictes et à la réduction des émissions industrielles et des transports. La diminution des émissions de polluants historiques est bien réelle, les émissions de SO_2 ont fortement baissé avec la transition vers des énergies plus propres, les émissions de CO ont chuté grâce à l'amélioration des technologies automobiles et à la réglementation stricte sur les moteurs, depuis l'interdiction du plomb dans l'essence en 2000.

Ainsi, les émissions de polluants atmosphériques, notamment celles liées au transport routier, montrent une tendance à la baisse depuis 2000 pour les niveaux de NO_2 (figure 1.1). Par ailleurs, des épisodes de pollution ponctuels, comme ceux liés à O_3 , ont été rapportés, avec des concentrations élevées observées sur le territoire pendant l'été 2024.

Cependant, certains polluants continuent à poser problème. Les particules fines (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ et $\text{PM}_{1.0}$), principalement générées par le trafic routier, les activités agricoles et le chauffage au bois, restent un défi majeur, en particulier dans les grandes villes. Le NO_2 , malgré une baisse générale des émissions, a des concentrations qui restent encore élevées dans certaines grandes agglomérations, comme Paris ou Lyon. Le O_3 troposphérique voit ses concentrations de fond légèrement augmenter, malgré la baisse des NO_x et des COV, ceci étant certainement dû à l'augmentation des températures (réactions photochimiques dépendant de la température).



Figure 1.1. Évolution et sources des différents polluants atmosphériques en France (source : ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche – Service des données et études statistiques).

La qualité de l'eau en France reste un défi majeur dans de nombreuses régions. Les rejets industriels dans les cours d'eau ont considérablement baissé grâce à la réglementation européenne (comme les directives sur les eaux résiduaires industrielles). Les stations d'épuration se sont également multipliées, ce qui a amélioré la qualité de l'eau potable et réduit les polluants issus des eaux usées domestiques. L'agriculture reste une source importante de pollution de l'eau, notamment à cause des nitrates et des produits phytosanitaires. Les régions agricoles intensives, comme la Bretagne, sont particulièrement touchées par les pollutions diffuses. Cependant, des efforts sont faits pour réduire l'usage des pesticides, comme le plan Écophyto, bien que les résultats soient encore limités.

Les sols en France sont souvent pollués par des activités industrielles passées, en particulier dans les anciennes zones minières et industrielles du nord et de l'est du pays. Éléments-traces (Pb, Cd, Hg), hydrocarbures, solvants et produits phytosanitaires sont les polluants les plus fréquemment rencontrés.

Environ 300 000 sites en France sont répertoriés comme potentiellement pollués à cause d'anciennes activités industrielles. Ces sols pollués posent des risques pour l'alimentation, notamment par l'absorption des polluants par les plantes de grandes cultures. Le gouvernement français a identifié et cartographié les «sites et sols pollués», avec des programmes de réhabilitation pour les plus dangereux² en lien avec le Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM). Les friches industrielles, souvent situées en zones urbaines ou périurbaines, sont ainsi gérées et traitées afin d'éliminer les sources de pollution et de limiter les risques sanitaires et environnementaux. Les pratiques agricoles intensives ont entraîné une accumulation de produits chimiques dans les sols, notamment des résidus de produits phytosanitaires. Des efforts sont faits pour encourager l'agriculture biologique ou raisonnée, malgré des réticences qui perdurent.

2. <https://www.georisques.gouv.fr/cartes-interactives/>

► Effets de cette pollution sur l'environnement

La pollution a des effets significatifs sur la dynamique du vivant (plantes, règne animal et humains). Elle agit en provoquant des impacts à court, moyen et long terme et de façon temporelle. Une description des effets des principaux polluants (O_3 troposphérique, éléments-traces, particules fines) sur les plantes est détaillée ci-après.

L'ozone troposphérique

À faible altitude, O_3 est toxique pour les plantes. Il pénètre dans les feuilles par les stomates. L'ozone est hautement réactif et peut interagir avec les composants de la paroi cellulaire des stomates et du mésophylle. Il est dissous en quasi-totalité dans l'apoplasm, produisant des ROS (*Reactive Oxygen Species*, ou espèces réactives à l'oxygène), comme le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), le radical hydroxyle (HO), le radical perhydroxyle (HOO), le radical superoxyde (O_2^-), le radical hyperoxyde (O_2H) ou l'oxygène singulet (1O_2) (Dumont, 2013; Wittig *et al.*, 2007; 2009). Ces composés sont des molécules très toxiques pouvant modifier ou détruire les constituants cellulaires comme les protéines, les lipides, les pigments ou les acides nucléiques (Ishida *et al.*, 1999).

Tandis qu'une exposition chronique à la pollution à O_3 peut induire une perte de biomasse sans signe visible, une exposition aiguë à O_3 entraîne l'apparition de dégâts visibles sur les feuilles ou les aiguilles des plantes. En Europe, les niveaux ambients de O_3 sont suffisamment élevés pour causer des taches nécrotiques visibles chez différentes espèces. Les dégâts foliaires dus à O_3 peuvent se voir à l'œil nu et sont caractéristiques de ce polluant. Ces symptômes sont plus marqués sur les feuilles âgées, où ils apparaissent en premier, et moins importants sur les feuilles d'ombre, où ils sont presque inexistant. Ils se limitent généralement à la face supérieure des feuilles et peuvent prendre la forme d'une décoloration rouge ou brune entre les nervures, ou encore de plus ou moins grandes nécroses (Vollenweider *et al.*, 2003).

Les défenses de la plante comprennent la capacité à restreindre la quantité de O_3 entrant dans les tissus (réflétée par les modifications de la conductance stomatiq), mais aussi à détoxiquer O_3 une fois les stomates franchis. Pour se protéger, un système de détoxication, constitutif puis inductif, agit sur les ROS (Wieser et Matyssek, 2007). La détoxication constitutive est déjà opérationnelle à l'entrée de O_3 dans les feuilles. En effet, les ROS étant produits naturellement dans différents compartiments cellulaires, les acteurs de la détoxication sont toujours actifs. Chaque compartiment cellulaire contient ses propres agents de détoxication. La première barrière à s'opposer à O_3 et aux ROS est l'ascorbate, présent dans l'apoplasm sous forme réduite (Castagna et Ranieri, 2009).

Si ces barrières de défense ne suffisent pas, O_3 finira par réduire la photosynthèse, ralentir la croissance des végétaux et provoquer le vieillissement prématûr des feuilles (Dizengremel, 2001; Dumont, 2013; Dumont *et al.*, 2014). Les concentrations en O_3 actuelles entraînent déjà une baisse de la croissance en diamètre et en biomasse chez de nombreuses espèces, dont une perte de biomasse totale de 7 % chez les espèces forestières (Wittig *et al.*, 2009). Castell et Le Thiec (2016) ont effectué une synthèse sur les impacts sur l'agriculture et les forêts et l'estimation des coûts économiques. Ils relataient notamment deux études au niveau mondial qui indiquent des estimations

de pertes de rendement globales de l'ordre de 3-15 % pour le blé, 6-16 % pour le soja, 3-4 % pour le riz, 2-5 % pour le maïs (Van Dingenen *et al.*, 2009 ; Avnery *et al.*, 2011), conduisant à un impact économique qui atteindrait entre 10 et 20 milliards de dollars.

La pollution atmosphérique peut conduire à fortement perturber les rôles de puits de carbone et de maintien de la biodiversité joués par les forêts.

Les métaux et les métalloïdes

Une large gamme d'éléments pose des problèmes sanitaires à des concentrations faibles, entrant dans la catégorie des éléments-traces. Les éléments les plus fréquemment impliqués sont des métaux, tels que le Cd, le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le Hg, le Pb, le zinc (Zn) ainsi que les terres rares, et des métalloïdes, tels que l'arsenic (As) et le sélénium (Se). La pollution de l'environnement intervient à tous les stades du cycle des éléments : elle commence avec l'extraction minière des gîtes métallifères, l'introduction dans les procédés industriels de fabrication, l'utilisation par les différentes activités humaines, enfin l'élimination des déchets ; ainsi, tous les éléments, à un stade ou à plusieurs, sont dispersés dans l'environnement, contaminant l'ensemble des composantes des écosystèmes, y compris les eaux et les sols. Aucun écosystème n'y échappe ; en effet, le transport atmosphérique entraîne le dépôt de métaux et de métalloïdes dans des zones pourtant considérées comme exemptes de pollutions, telles que les sommets des montagnes ou les régions arctiques.

Une propriété clé des polluants du sol, et plus généralement des éléments nutritifs, qui détermine leur potentiel à entrer dans les chaînes alimentaires, est leur biodisponibilité. Dans le sol, la biodisponibilité est la capacité d'un composé quelconque à passer d'une phase solide à liquide, où il peut exercer une action biologique. En d'autres termes, pour les plantes, c'est la quantité d'un élément qui, pendant la durée de la croissance, peut quitter la phase solide et passer dans la solution du sol où il peut être prélevé par les racines. La biodisponibilité est donc une propriété qui découle des interactions entre la phase solide du sol et l'élément (ou, s'agissant des polluants organiques, le composé), déterminant ainsi sa mobilité dans le sol et sa capacité à transiter vers les surfaces racinaires. La biodisponibilité est un potentiel (« l'offre » du sol) sur lequel la plante exerce une « demande ». Elle est une propriété indépendante de la plante. Le prélèvement par la plante dépend alors de ses caractéristiques (ex. : espèce, variété, stade phénologique) et des conditions du milieu (ex. : température, humidité, pH).

Certains éléments-traces sont indispensables à la plante, il s'agit des oligoéléments (ex. : Cu, Zn). D'autres ne le sont pas mais peuvent avoir des effets bénéfiques sur son développement (ex. : Ni). Enfin, la grande majorité n'est pas indispensable (ex. : Cd, Pb, Hg). Pourtant, s'ils sont présents dans la solution du sol (biodisponibles), la plante peut les prélever et les accumuler. En fonction des quantités accumulées dans les tissus, les polluants peuvent provoquer des désordres physiologiques. La plante peut tolérer de faibles concentrations de polluants dans ses tissus sans manifester de changements observables au niveau macroscopique ou moléculaire. Mais lorsque les concentrations augmentent, des désordres peuvent apparaître à différents niveaux, d'abord moléculaire, puis cellulaire, touchant enfin le fonctionnement et le développement des organes et, par conséquent, la plante entière. Le développement de la plante est perturbé, et elle peut manifester des symptômes spécifiques (ex. : chlorose, nécrose) et la chute de sa croissance, voire mourir. Il existe un groupe de végétaux

qui ont la capacité de prélever de grandes quantités de métaux, de les transférer vers les parties aériennes, enfin de les stocker. Ces plantes, dites « hyperaccumulatrices », peuvent accumuler mille fois plus de métaux que les autres espèces (voir chapitre 10).

L'évaluation du risque lié à la contamination des sols repose sur la mesure de la biodisponibilité. À l'instar de l'analyse de fertilité, qui consiste à mesurer la taille du compartiment biodisponible des éléments nutritifs (c'est-à-dire phytodisponible), l'évaluation du risque de transfert sol-plante de polluants peut également s'appuyer sur l'analyse de sol. Des méthodes ont été établies pour mesurer la biodisponibilité des polluants des sols, comme l'extraction chimique, qui renseigne sur la taille du compartiment disponible du polluant dans le sol. Par exemple, pour les métaux, des réactifs chimiques comme le DTPA ou le CaCl₂ sont couramment utilisés. À noter que des méthodes isotopiques permettent la mesure de la taille vraie – ou réelle – du compartiment biodisponible (ex. : Echevarria *et al.*, 1998; Gérard *et al.*, 2000).

Les particules fines

Si les végétaux, dont les arbres, tendent à réduire la pollution de l'air en absorbant les polluants atmosphériques par les stomates, ils peuvent aussi capter les particules fines par dépôt sur les feuilles et les écorces (Laffray, 2008). Ces dépôts, en grande quantité, peuvent obstruer les stomates et perturber les échanges de gaz (vapeur d'eau, CO₂, O₂), et conduire à une baisse de la photosynthèse, mais aussi à la mort des plantes (c'est le cas notamment aux abords d'usines comme les cimenteries).

Ces poussières sont chargées de divers constituants organiques toxiques et de métaux provenant principalement du trafic routier (usure des pneus, des freins et des routes elles-mêmes) (Wiseman *et al.*, 2021). Ces particules peuvent être réémises en suspension dans l'air et affecter les végétaux éloignés des sources en polluant les eaux de surface et les sols. Les particules peuvent être absorbées par les racines et se concentrer dans les tissus végétaux. Cela peut engendrer des problèmes de toxicité affectant la santé des plantes. L'accumulation d'éléments-traces comme le plomb, le mercure ou le cadmium dans les sols empêche le développement normal des racines (Kopittke et Wang, 2017), ce qui compromet la croissance des plantes et diminue leur capacité à absorber les nutriments.

► Remédiation, phytoremédiation et solutions fondées sur la nature

En France, la gestion des sols pollués repose sur une approche dite « méthodologie nationale », décrite dans la circulaire du 8 février 2007, actualisée en 2017, visant à évaluer et à gérer les risques liés à la pollution des sols, en fonction de l'usage actuel ou futur des terrains (ex. : industriel, résidentiel, agricole). Elle comprend plusieurs étapes clés, avec en premier lieu le recensement des sites potentiellement pollués et l'analyse de l'historique des activités qui permettent d'identifier les zones à risque. Puis un deuxième temps est consacré à l'évaluation de la pollution, qui inclut l'analyse des sols et la modélisation des risques pour la santé humaine et l'environnement. À la suite du diagnostic environnemental, des mesures de gestion des risques sont proposées. La gestion des risques selon la méthodologie française applique une approche adaptée à l'usage actuel ou futur du terrain. Les actions à entreprendre (dépollution, mise en sécurité, surveillance) sont hiérarchisées en fonction des risques identifiés,

des contraintes techniques et économiques, et des priorités en matière de santé publique. Le décret 2022-1588 du 19 décembre 2022 introduit l'usage de renaturation à des fins de développement d'habitats pour les écosystèmes. Les modalités de traitement des sols sont ensuite mises en œuvre. Il existe une large gamme de techniques de dépollution *in situ* ou *ex situ*, qui varient en fonction des types de pollution, des caractéristiques du site, de l'étendue de la pollution et des coûts économiques (figure 1.2; une partie de ces techniques est décrite en détail dans le chapitre 2). Une surveillance à long terme peut être nécessaire en cas de pollution résiduelle. Enfin, l'ensemble des actions fait l'objet d'une traçabilité et d'une information du public.

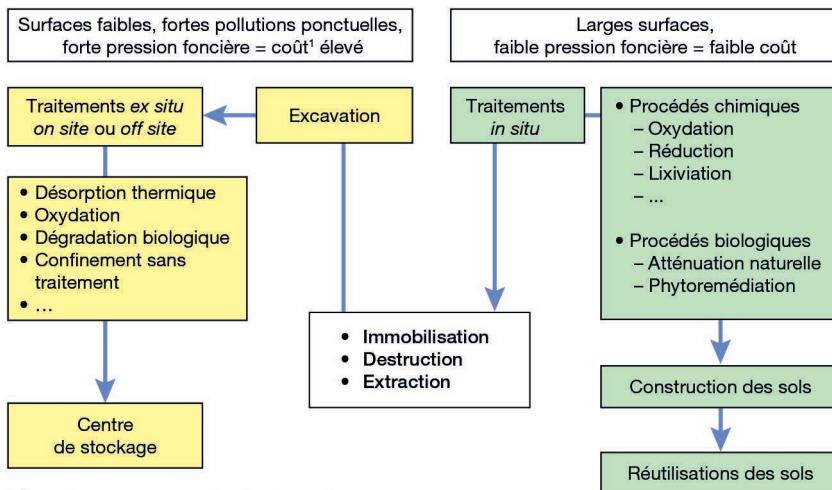


Figure 1.2. Les grandes voies du traitement des sols pollués.

Dans tous les cas, le traitement des sols pollués vise à réduire les risques sanitaires et environnementaux. L'idéal est de détruire ou d'extraire complètement les polluants du sol. L'excavation suivie du stockage en centre spécialisé reste la méthode la plus couramment employée. Pour les polluants organiques, la biodégradation, qui exploite l'activité microbienne pour décomposer les contaminants, est souvent privilégiée. Le traitement thermique est également utilisé pour les composés organiques, mais il présente des coûts économiques et environnementaux élevés en raison de sa forte demande énergétique. La pollution par les éléments-traces est plus difficile à traiter. En dehors de l'excavation, les techniques font appel au lavage de sol ou encore à l'électroremédiation, qui repose sur l'application d'un champ électrique dans le sol et leur extraction par les électrodes. D'autres techniques utilisent la stabilisation et la solidification par un mélange de ciment avec le sol qui limite la dispersion des métaux. En présence d'éléments-traces sur de vastes surfaces, la solution la plus adaptée est l'immobilisation des polluants, qui consiste en l'installation d'un couvert végétal associé à l'utilisation d'amendements permettant de réduire la solubilité des éléments métalliques, limitant ainsi leur dispersion.

Ainsi, les plantes sont un agent efficace pour la gestion des risques liés à la pollution des sols. Au-delà de l'atténuation des pollutions, elles peuvent rendre une large gamme de services écosystémiques, comme la production de biomasse, le stockage

de carbone, le soutien à la biodiversité, etc. Le programme Lorver, conduit dans le cadre du Groupement d'intérêt scientifique sur les friches industrielles (Gisfi³), a mis en évidence les bénéfices d'une stratégie de gestion des sites et sols pollués fondée sur l'utilisation de plantes.

Proposé par Chaney (1983), le concept de phytoremédiation a fait l'objet de recherches approfondies dès les années 1990. Des entreprises se sont alors emparées de cette approche, mais sans doute trop tôt, sans suffisamment de données sur les méthodes et les résultats effectifs, pénalisant ainsi une voie de gestion des sites et sols pollués prometteuse, qui est ressortie de cette période avec une image défavorable face aux enjeux de la dépollution. Mais, avec un intérêt croissant pour les solutions fondées sur la nature qui ont émergé à partir de la publication du Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), puis des propositions de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), forte des avancées scientifiques, la phytoremédiation a progressivement intégré la boîte à outils des opérateurs de gestion des pollutions, avec une stratégie orientée vers le développement des services écosystémiques rendus par les milieux très anthropisés et dégradés (Morel *et al.*, 2015).

La phytoremédiation est l'utilisation de plantes et des microorganismes associés, notamment ceux de la rhizosphère, pour gérer les risques liés aux pollutions. Elle peut être envisagée pour traiter divers milieux pollués, les sols, bien entendu, mais aussi les eaux et les sédiments. En fait, le vocable « phytoremédiation » recouvre un ensemble de techniques qui utilisent les plantes mais qui diffèrent notamment en fonction du mode d'action des racines sur les polluants et du résultat obtenu (figure 1.3).

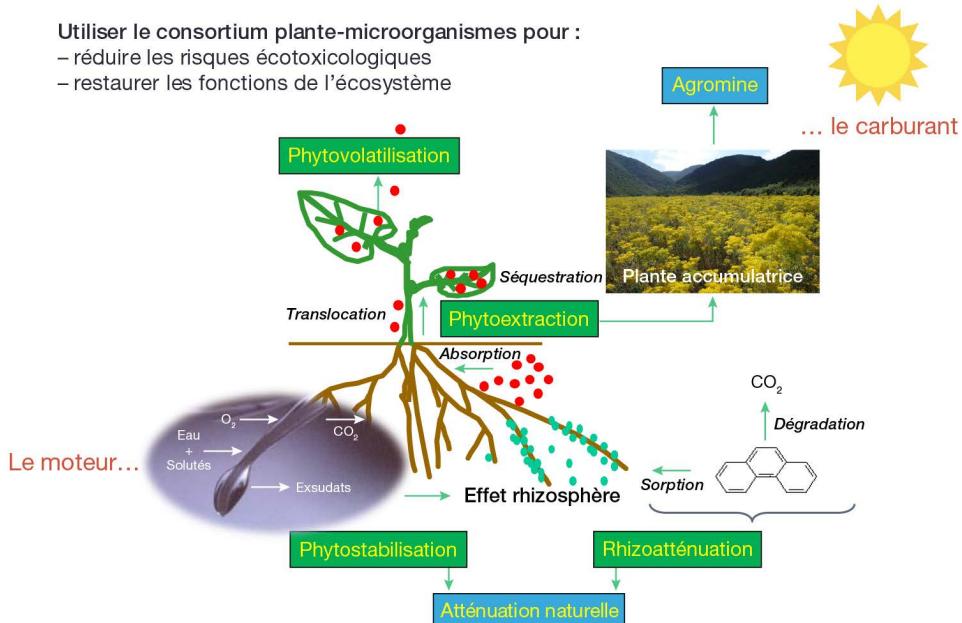


Figure 1.3. Les options de la phytoremédiation (image J.L. Morel).

3. <https://gisfi.univ-lorraine.fr>

Tout d'abord, l'implantation d'un couvert végétal stabilise le sol, limitant ainsi l'érosion hydrique et éolienne et, par conséquent, les risques de dispersion des polluants. C'est la « phytostabilisation », pratique efficace pour immobiliser les pollutions, d'autant que les racines peuvent aussi exercer des phénomènes de rétention des composés (ex. : sorption des polluants organiques et métalliques) et réduire les flux d'eau vers la profondeur du sol. Une autre option de la phytoremédiation est fondée sur les propriétés de la rhizosphère, où l'activité des racines favorise une microflore abondante et active susceptible de dégrader plus rapidement les polluants organiques (Chaîneau *et al.*, 2000). Couplée aux processus de sorption sur les racines, y compris sur les rhizodépôts, la dégradation contribue à la « rhizoatténuation », ou dissipation des composés organiques dans la rhizosphère (Ouvrard *et al.*, 2014).

Certains composés organiques légers peuvent être absorbés en grande quantité par les racines (ex. : produits chlorés) et transférés vers les feuilles, d'où ils sont évacués dans l'air environnant, participant ainsi à la « phytovolatilisation » des polluants. Un autre processus est l'extraction d'éléments-traces par les racines des plantes et leur transfert vers les feuilles, entraînant la diminution de la concentration des polluants dans le sol. Cette « phytoextraction » est le résultat de l'action de plantes accumulatrices, voire hyperaccumulatrices. Elle s'applique à une série d'éléments comme As, Cd, Ni et Zn : elle abaisse la concentration de la fraction disponible dans les sols et, par conséquent, diminue le risque de transfert dans la chaîne alimentaire *via* la plante (Gérard *et al.*, 2000). Bien que restreinte à un nombre limité d'éléments, cette approche permet d'envisager une élimination progressive des éléments présents en concentration élevée dans les sols où ils sont susceptibles de causer des dommages écotoxicologiques et/ou être transférés vers d'autres cibles (ex. : eaux souterraines et de surface).

Dans tous les cas, l'efficacité de la phytoremédiation impose que les terrains traités soient entièrement dédiés à la croissance et au développement de la végétation pour des périodes suffisantes qui garantissent une élimination ou une dissipation acceptable de la pollution et de ses effets. À noter que les sols doivent faire l'objet d'une amélioration de leur fertilité et être modifiés pour répondre aux objectifs de la phytoremédiation, à savoir : d'une part, assurer l'implantation et le développement durable des végétaux et, d'autre part, immobiliser (phytostabilisation) ou au contraire augmenter la solubilité (phytoextraction) des polluants. Dans le cas de sites dégradés par des activités minières et industrielles, l'amélioration des propriétés du sol vis-à-vis des plantes permet de restaurer ses fonctions et d'envisager le développement d'un nouvel écosystème. Enfin, il est indispensable de toujours prévoir un suivi de l'état des pollutions, notamment leur mobilité, comme la méthodologie nationale l'impose.

► Références bibliographiques

- Avnery S., Mauzerall D.L., Liu J., Horowitz L.W., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmospheric Environment*, 45, 2284-2296. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.045>
- Castagna A., Ranieri A., 2009. Detoxification and repair process of ozone injury: from O₃ uptake to gene expression adjustment. *Environmental Pollution*, 157, 1461-1469. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.029>
- Castell J.-F., Le Thiec D., 2016. Impacts de l'ozone sur l'agriculture et les forêts et estimation des coûts économiques. *Pollution atmosphérique*, n° spécial « Climat, santé, société », 128-138.

- Chaîneau C.H., Morel J.-L., Oudot J., 2000. Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize. *J. Environ. Qual.*, 29, 569-578. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900020027x>
- Chaney R.L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: *Land Treatment of Hazardous Wastes* (J.F. Parr, P.B. Marsh, J.M. Kla, eds), Noyes Data Corporation, Park Ridge, 50-76.
- Dizengremel P., 2001. Effects of ozone on the carbon metabolism of forest trees. *Plant Physiology and Biochemistry*, 39 (9), 729-742. [https://doi.org/10.1016/S0981-9428\(01\)01291-8](https://doi.org/10.1016/S0981-9428(01)01291-8)
- Dumont J., 2013. Rôle de la régulation stomatique et de la capacité de détoxication foliaire dans l'estimation d'un seuil de risque à l'ozone pour la végétation. Thèse, université de Lorraine, 140 p. <https://theses.fr/2013LORR0022>
- Dumont J., Cohen D., Gérard J., Jolivet Y., Dizengremel P. et al., 2014. Distinct responses to ozone of abaxial and adaxial stomata in three euramerican poplar genotypes. *Plant Cell & Environment*, 37, 2064-2076. <https://doi.org/10.1111/pce.12293>
- Echevarria G., Morel J.-L., Fardeau J.C., Leclerc-Cessac E., 1998. Assessment of phytoavailability of nickel in soils. *J. Environ. Qual.*, 27 (5), 1064-1070. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700050011x>
- Fuller R., Philip J., Landrigan P.J., Kalpana Balakrishnan K., Bathan G. et al., 2022. Pollution and health: a progress update. *The Lancet Planetary Health*, 6 (6), e535-e547. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(22\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00090-0)
- Gérard E., Echevarria G., Sterckeman T., Morel J.-L., 2000. Cadmium availability to three plant species varying in Cd accumulation pattern. *J. Environ. Qual.*, 29, 1117-1123. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900040012x>
- Ishida H., Makino A., Mae T., 1999. Fragmentation of the large subunit of ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase by reactive oxygen species occurs near Gly-329. *J. Biol. Chem.*, 274, 5222-5226. <https://doi.org/10.1074/jbc.274.8.5222>
- Kopittke P.M., Wang P., 2017. Kinetics of metal toxicity in plant roots and its effects on root morphology. *Plant Soil*, 419, 269-279. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3342-6>
- Laffray X., 2008. Pollution atmosphérique dans la vallée de l'Arc (Maurienne, Savoie). Nouvelles approches en biosurveillance végétale. Thèse, Nancy-Université, 321 p. <https://theses.fr/2008NAN10097>
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, World Resources Institute.
- Morel J.-L., Chenu C., Lorenz K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J. Soils Sediments*, 15, 1659-1666.
- Ouvrard S., Leglize P., Morel J.-L., 2014. PAH phytoremediation: rhizodegradation or rhizoattenuation? *Int. J. Phytoremediation*, 16, 46-61. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.759527>
- Van Dingenen R., Dentener F.J., Raes F., Krol M.C., Emberson L. et al., 2009. The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmospheric Environment*, 43, 604-618. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.033>
- Vollenweider P., Ottiger M., Günthardt-Goerg M.S., 2003. Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using microscopical methods. *Environmental Pollution*, 124, 101-118. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00412-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00412-8)
- Wieser G., Matyssek R., 2007. Linking ozone uptake and defense towards a mechanistic risk assessment for forest trees. *New Phytologist*, 174, 7-9. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.01994.x>
- Wiseman C.L., Levesque C., Rasmussen P.E., 2021. Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust. *Sci. Total Environ.*, 786, 147467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147467>
- Wittig V.E., Ainsworth E.A., Long S.P., 2007. To what extent do current and projected increases in surface ozone affect photosynthesis and stomatal conductance of trees? A meta-analytic review of the last 3 decades of experiments. *Plant, Cell & Environment*, 30, 1150-1162. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01717.x>
- Wittig V.E., Ainsworth E.A., Naidu S.L., Karnosky D.F., Long S.P., 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology*, 15, 396-424. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01774.x>

Chapitre 2

La remédiation biologique des compartiments pollués : méthodes et applications

Sylvain Bourgerie, Domenico Morabito, Manhattan Lebrun

Les sols sont essentiels à notre vie, ils sont la ressource principale de la production alimentaire pour plus de 8 milliards d'habitants, le support des activités humaines, la source de minerais et de matériaux de construction, mais également un système épurateur et une réserve pour l'eau (Robert, 1996). Toutefois, les fortes pressions que nous exerçons sur ces ressources pédologiques nécessaires pour notre production économique font craindre un péril pour l'environnement et la santé publique. En effet, l'augmentation de nos besoins en minerais, en produits agricoles, en fibres ou en carburants, en lien avec la croissance de la population mondiale et le déplacement des populations et des marchandises, est depuis longtemps une source importante de pollution de la biosphère, de détérioration de notre environnement et de notre santé (Ashraf *et al.*, 2019). De plus, ces sources de pollution sont à l'origine d'émissions de gaz et de particules polluantes qui se retrouvent dans l'atmosphère, mais également dans les eaux de surface.

Les polluants retrouvés dans l'environnement sont de quatre types : les composés inorganiques (éléments-traces métalliques, ETM) ; les composés organiques (pesticides, herbicides, hydrocarbures aromatiques polycycliques, HAP) et les biphenyles polychlorés ; les gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , NO_2) ; et les polluants éternels (PFAS). Connaître les teneurs en polluants au sein des compartiments d'un écosystème ou de la biosphère n'est que la première information sur le risque environnemental potentiel. Afin de mesurer le risque posé par ces polluants, il est nécessaire de déterminer leur comportement, notamment *via* leur réactivité. De plus, certains polluants peuvent avoir une mobilité, une solubilité et/ou une dispersion physique importante par leur petite taille, entraînant, lorsqu'ils sont soumis aux intempéries, une migration potentielle par érosion éolienne (Ghorbel *et al.*, 2010) et/ou hydrique (Pascaud *et al.*, 2014). La pollution se retrouve alors non plus seulement localisée sur le site lui-même, mais également aux alentours.

Ces pollutions ont d'ores et déjà mené à une perte importante de la biodiversité et des fonctions environnementales qui nous sont bénéfiques, telles qu'une dégradation de la disponibilité et de la qualité de la réserve en eau ou une dérégulation du climat mondial.

De plus, les êtres vivants, et notamment la population humaine, peuvent être exposés à ces pollutions par différentes voies, qu'elles soient directes (ex. : ingestion ou inhalation des gaz et des poussières contenus dans l'air) ou indirectes, à la suite d'une transformation, d'une propagation par l'air, le sol, l'eau, les animaux, les plantes, ou d'un transfert *via* le réseau trophique. Ceci induit une augmentation de l'incidence de certaines maladies chroniques ou aiguës, un changement du confort de vie, etc.

Il est donc important de prendre conscience de cette situation et de proposer une remédiation de ces compartiments pollués. Pour cela, il existe différents procédés de remédiation, relevant soit des techniques physiques (adsorption, séparation par échange d'ions sur membrane et flocculation), soit des techniques chimiques (oxydation, réactions photochimiques et ozonation). Ces méthodes sont toutefois difficiles à mettre en place et d'un coût financier élevé. De plus, dans le cas de leur utilisation pour la remédiation d'un sol pollué, elles modifient fortement la structure, la composition physico-chimique et les caractéristiques biologiques (microorganismes et faunes) du sol traité, ce qui rend difficile son utilisation pour le développement de végétaux.

Suite à la découverte de plantes hyperaccumulatrices capables d'extraire et d'accumuler de fortes quantités d'ETM présents dans le sol, il a été envisagé d'utiliser ces caractéristiques en association avec d'autres organismes vivants pour dépolluer des sites contaminés, on parle ainsi de remédiation biologique. En 1983, le terme « phytoremédiation » a été introduit, terme formé du préfixe grec *phyto*, signifiant « plante », et du suffixe latin *remedium*, signifiant « restaurer » (Anerao *et al.*, 2022). Il désignait l'utilisation de végétaux pour extraire ou immobiliser les polluants présents dans l'environnement et ainsi réduire leurs effets toxiques. Un autre terme voit également le jour, la « bioremédiation », qui se réfère à l'emploi des microorganismes pour dégrader et/ou détoxifier les polluants. Bien que ces deux méthodes aient chacune une définition et un nom propre, l'utilisation de l'une n'empêche pas l'emploi de l'autre, elles sont bien au contraire souvent utilisées en même temps, plantes et microorganismes étant étroitement liés dans l'environnement, et sont englobées dans un terme plus général, la « remédiation biologique ».

Ce chapitre sera divisé en quatre sections : la première présentera les différentes techniques de phytoremédiation ainsi que les mécanismes et les plantes associées, la seconde présentera les techniques de remédiation en lien avec les microorganismes, la troisième donnera les facteurs influençant la réussite des procédés de remédiation, et la dernière fera état des avantages et des inconvénients de la remédiation biologique.

► La phytoremédiation

Les techniques de phytoremédiation

Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation, qui diffèrent principalement par le devenir des polluants et le type de polluant pour lequel elles peuvent être employées. Ces techniques sont au nombre de cinq (figure 2.1).

La phytoextraction

Quelquefois également appelée « phytoaccumulation », il s'agit d'une des deux techniques principales de remédiation. Elle est majoritairement applicable pour les polluants inorganiques, bien qu'elle puisse être efficace pour certains polluants organiques

(de Souza *et al.*, 2023). Ici, les polluants situés dans le sol ou l'eau sont prélevés par les racines des plantes, transloqués vers les parties aériennes et accumulés dans ces tissus (Wani *et al.*, 2023). Les polluants de l'air peuvent également être prélevés directement par les feuilles et stockés à cet endroit.

La phytostabilisation

Cette technique, également appelée « rhizostabilisation », s'utilise dans le cas d'une pollution de type inorganique ou organique, du sol ou de l'eau. Dans ce cas, les polluants sont assimilés par les racines mais leur translocation vers les parties aériennes est limitée. Les polluants sont donc stabilisés au niveau de la rhizosphère, soit à l'intérieur des racines, soit à la surface des racines, ou bien immobilisés *via* l'action des racines et/ou des microorganismes (Ghosh *et al.*, 2023; Naveed *et al.*, 2023). La diminution de la disponibilité des polluants dans le sol et la limitation de leur transfert dans les parties aériennes pourraient permettre l'utilisation de cette biomasse pour des applications diverses, et notamment industrielles (pour leur valorisation économique); on parle alors de phytomanagement (voir chapitre 8).

La phytovolatilisation

Contrairement aux deux techniques précédentes, cette méthode est applicable pour de nombreux polluants organiques, et un nombre réduit d'ETM (ex. : As, Hg, Se).

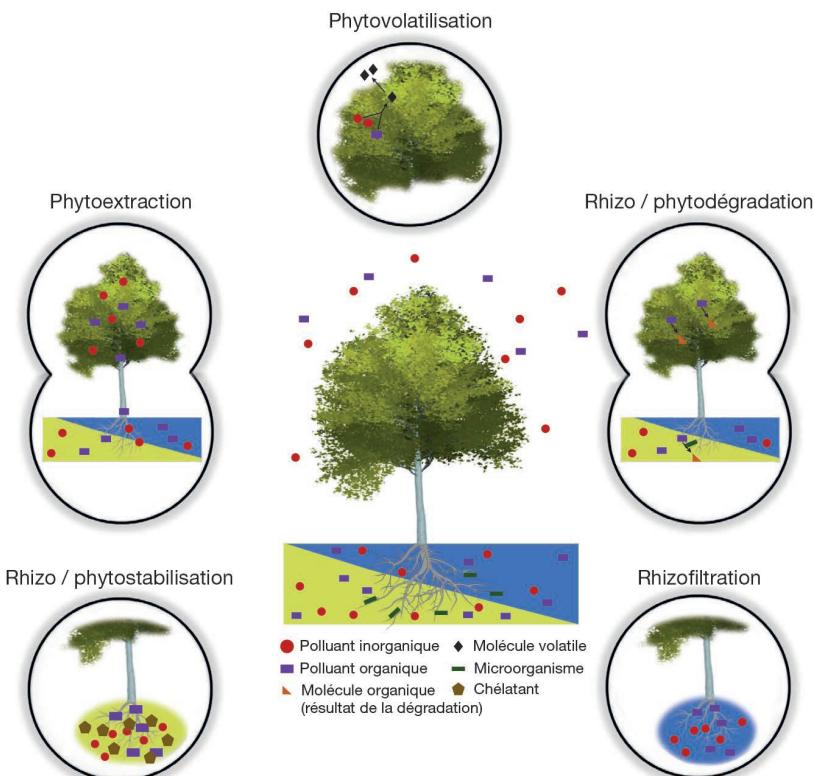


Figure 2.1. Les différentes techniques de phytoremédiation.

Ces composés sont assimilés par les plantes depuis le sol, l'eau et/ou l'air, transformés en une molécule volatile par le métabolisme de la plante, et relargués dans l'atmosphère *via* la transpiration (Ghosh *et al.*, 2023; Wani *et al.*, 2023).

La phytodégradation

Elle ne s'emploie que dans le cas d'une pollution organique. Les polluants organiques sont dégradés en molécules moins complexes par le métabolisme végétal (Barroso *et al.*, 2023; de Souza *et al.*, 2023).

La phytofiltration

Cette technique, aussi nommée « rhizofiltration », ne concerne que les milieux liquides (ex. : eau de surface, eau souterraine, eau usée). Les polluants (in)organiques sont assimilés par la plante, en général *via* les racines, et stockés dans sa biomasse (Ghosh *et al.*, 2023; Naveed *et al.*, 2023).

En plus de ces cinq techniques principales, une méthode additionnelle consiste à augmenter l'action des plantes *via* l'inoculation de microorganismes (bioaugmentation ou biostimulation) au niveau de la rhizosphère (Barroso *et al.*, 2023).

Les mécanismes en jeu lors de la phytoremédiation

Au cours de la remédiation, différents processus se produisent qui déterminent le devenir des polluants.

Immobilisation au niveau de la rhizosphère

Certaines plantes, appelées « excludeurs », empêchent l'entrée des polluants dans leurs tissus. Un des principaux acteurs de cette restriction est la paroi des cellules de la racine. Cette paroi est faite, entre autres, de pectine, dont les groupes carboxyliques peuvent servir de sites de liaison pour les polluants (ex. : Pb) (Bakshe et Jugade, 2023). De plus, la pectine et l'hémicellulose formant cette paroi contiennent de l'acide uronique capable de se lier avec les ETM (Skuza *et al.*, 2022). La plante peut également immobiliser les polluants dans le sol *via* la sécrétion (exsudats racinaires) de molécules (ex. : acides organiques, composés phénoliques, mucus) qui vont agir sur la disponibilité et la mobilité des polluants, notamment en formant des complexes avec ceux-ci, empêchant leur mouvement et/ou induisant leur précipitation (Kafle *et al.*, 2022; Skuza *et al.*, 2022).

Assimilation

En fonction du compartiment pollué, l'assimilation des polluants se produit soit au niveau des racines (sol, eau), soit au niveau des parties aériennes, et plus particulièrement des feuilles (air). Au niveau racinaire, les polluants peuvent pénétrer *via* une endocytose, c'est-à-dire par le biais d'une dépression de la membrane cellulaire au niveau de la paroi (Skuza *et al.*, 2022). Un autre moyen est d'utiliser les canaux (ou transporteurs) présents au niveau de la racine et servant à l'assimilation de l'eau et autres ions nécessaires à la nutrition de la plante (ex. : les aquaporines servent au transport de l'eau mais peuvent aussi être utilisées par l'As; Alsafran *et al.*, 2022). Au niveau foliaire, l'entrée se fait principalement durant les échanges gazeux *via* les stomates, et est déterminée par la conductance stomatique de la feuille (Kumar *et al.*, 2023).

Transport

Le transfert des polluants depuis leur lieu d'assimilation vers les autres parties de la plante peut être passif ou actif, et requiert la plupart du temps une complexation du polluant (voir le paragraphe suivant). Dans le cas du transport passif, aussi appelé «transport apoplastique», celui-ci se fait *via* la diffusion des ions en solution et est actionné par la transpiration de la plante (Kafle *et al.*, 2022). Le transport actif, aussi appelé «transport symplastique», consomme de l'énergie et passe par l'utilisation de transporteurs, qui normalement jouent un rôle dans la distribution des nutriments au sein de la plante. Mais ces transporteurs n'étant pas spécifiques et dus à une similitude de conformation chimique, les polluants peuvent également emprunter ces voies (Skuza *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2022).

Stockage et détoxicification

Afin que la plante puisse accumuler et tolérer de grandes quantités de polluants – dans le cas des plantes (hyper)accumulatrices notamment –, celle-ci a développé des mécanismes de détoxicification qui passent par la chélation et la compartimentation. La chélation consiste à lier/complexer le polluant avec une molécule ligand afin de le rendre moins actif et/ou moins toxique. Les acides organiques et aminés, les phytochélatines et les métallothionéines sont quelques exemples de molécules ligands (Pasricha *et al.*, 2021; Skuza *et al.*, 2022). En plus de la chélation, ces polluants, en complexe avec leur ligand, sont transportés (voir le paragraphe précédent) vers les parties inactives (ex. : la vacuole) afin de protéger les parties actives (d'un point de vue métabolique) de la plante et ainsi garantir son bon fonctionnement (Yang *et al.*, 2022).

Dégradation

Seuls les polluants organiques peuvent être dégradés en molécules moins complexes et moins toxiques, en général. Dans ce cas, une fois que le polluant a pénétré dans la plante et arrive dans les cellules végétales, des enzymes produites et libérées au sein de ces cellules (déshalogénase, nitroréductase, peroxydase) peuvent dégrader ces molécules.

Libération dans l'atmosphère

Les polluants organiques, et quelques polluants inorganiques (Hg, Se, As), peuvent être transformés au sein de la plante en une forme volatile. Cette molécule volatile est ensuite transférée vers les feuilles (voir le paragraphe «Transport»), où elle sera libérée dans l'atmosphère *via* les stomates au moment des échanges gazeux. Ces molécules peuvent également être libérées au niveau de coupures présentes sur la plante, au niveau de la subérine ou de toute autre couche du derme (Kafle *et al.*, 2022).

Les plantes remédiatrices et leurs caractéristiques

Les plantes utilisées dans le processus de remédiation présentent des caractéristiques spécifiques qui les rendent particulièrement adaptées pour stabiliser ou extraire les polluants présents en concentrations supérieures à celles du fond pédo-géochimique. Parmi les caractéristiques requises, on retrouve :

- une tolérance aux polluants. Les plantes utilisées doivent être capables de tolérer des niveaux élevés de polluants. Leur capacité à croître et à se développer dans ces

conditions environnementales défavorables est une phase essentielle dans l'établissement et la pérennité de cette stratégie ;

- une croissance rapide. Une croissance rapide permet de végétaliser rapidement une surface polluée et de traiter les sites pollués dans des délais relativement courts, accélérant ainsi le processus de remédiation ;
- une facilité de propagation. Idéalement, les plantes de phytoremédiation doivent être facilement propageables pour assurer une couverture maximale du site pollué. La propagation à partir de graines, boutures ou rhizomes est un avantage significatif ;
- un système racinaire développé. Un système racinaire étendu et profond permet aux plantes d'explorer un grand volume de sol, augmentant ainsi leur capacité à extraire/stabiliser les polluants ;
- une capacité d'accumulation. En phytoextraction, les plantes doivent avoir la capacité d'absorber et d'accumuler efficacement les polluants dans des organes et des tissus spécifiques ;
- l'excration de substances chimiques. Dans le cas de la phytostabilisation, il est souhaitable d'utiliser des végétaux qui excrètent des exsudats racinaires capables de fixer les polluants à la matrice du sol en les rendant ainsi peu ou pas biodisponibles. Ces exsudats favorisent également la croissance de microorganismes au niveau de la rhizosphère qui favoriseront la croissance des végétaux implantés et la séquestration des polluants. Dans le cas de la phytoextraction, il est préférable d'utiliser des plantes sécrétant des molécules augmentant la mobilité des polluants, afin que ceux-ci soient plus disponibles et assimilés ;
- une compatibilité avec d'autres espèces. La phytoremédiation peut impliquer l'utilisation de plusieurs espèces végétales travaillant en synergie. La compatibilité entre ces espèces est importante pour optimiser l'efficacité du processus, notamment l'amélioration du développement d'un couvert végétal dense.

Il est difficile de trouver une espèce possédant toutes ces caractéristiques. Cependant, certaines espèces présentent plusieurs de ces qualités et ont été montrées comme étant efficaces dans le processus de phytoremédiation. Par exemple, les Salicaceae se développent rapidement et produisent une quantité importante de biomasse. Mais la plupart de ces espèces n'accumulent pas de grandes quantités de polluants. Au contraire, l'espèce *Noccaea caerulescens* accumule de très grandes concentrations de Zn mais produit une faible biomasse. Enfin, il est intéressant d'utiliser au mieux la diversité présente sur les sites, en choisissant des espèces adaptées non seulement aux polluants, mais également aux conditions pédoclimatiques.

► La bioremédiation

À côté de la phytoremédiation, il existe la bioremédiation (Saravanan *et al.*, 2023) ; à cet effet, les microorganismes, incluant les bactéries, les champignons et les algues, jouent un rôle crucial dans la biorestauration, le plus souvent en dégradant les contaminants organiques en substances moins nocives ou non toxiques, ou en agissant sur la mobilité et la disponibilité des polluants inorganiques. Ces processus microbiens (figure 2.2) comprennent :

- la biodégradation. Les microorganismes décomposent les polluants organiques en composés plus simples par le biais de réactions enzymatiques. Ce processus peut se dérouler en aérobiose (en présence d'oxygène) ou en anaérobiose (en l'absence d'oxygène) (Lü *et al.*, 2024) ;

- la biominéralisation. Certains microorganismes peuvent transformer les polluants organiques en composés inorganiques tels que le dioxyde de carbone, l'eau et les minéraux (Shan *et al.*, 2021) ;
- la bioaugmentation. Il s'agit d'introduire des souches spécifiques de micro-organismes, souvent d'origine endogène, dans l'environnement pollué afin d'améliorer la dégradation, la stabilisation ou l'extraction des polluants ciblés (Chettri *et al.*, 2024) ;
- la biostimulation. Cette approche vise, quant à elle, à renforcer l'activité des micro-organismes indigènes en leur fournissant des nutriments, de l'oxygène ou d'autres facteurs favorisant leur croissance (Nivetha *et al.*, 2023).

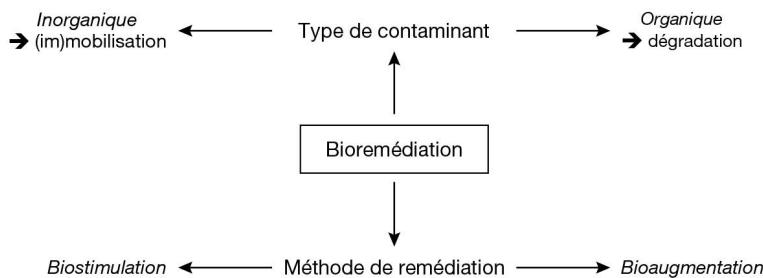


Figure 2.2. La bioremédiation microbienne : qu'est-ce ? Et comment ça marche ? Selon le type de contaminant (organique ou inorganique), les microorganismes pourront soit le dégrader, soit l'(im)mobiliser ; ces approches pourront être améliorées soit en apportant des nutriments pour favoriser le développement microbien (biostimulation), soit en introduisant des espèces exogènes (bioaugmentation).

Dans le cas de polluants inorganiques (ex. : ETM), le principal mécanisme de bioremédiation en œuvre correspond à leur immobilisation, et par conséquent à la diminution de leur biodisponibilité (figure 2.2). Parce que les ETM ne peuvent pas être dégradés par les microorganismes, ils peuvent être convertis en une autre forme. La complexation extracellulaire, l'accumulation intracellulaire, les réactions d'oxydo-réduction et la précipitation sont les principaux mécanismes de bioremédiation. Parmi ces mécanismes, la bioaccumulation et la biosorption revêtent une importance significative, parce que les microorganismes, par la biomasse produite, se lient aux polluants présents dans les environnements et les concentrent.

► Les facteurs influençant la réussite de la remédiation biologique

Plusieurs facteurs peuvent influencer l'efficacité de la remédiation biologique. Parmi ceux-ci, on peut citer :

- la nature et la concentration des contaminants. Certains polluants se prêtent mieux à la dégradation (ex. : HAP) ou à l'absorption par les plantes (ex. : Zn). En revanche, certains éléments comme le Pb présentent des défis plus importants. La concentration en polluants peut affecter le développement des (micro)organismes et donc le temps nécessaire à la remédiation du site ;
- les conditions environnementales. La température, les niveaux d'oxygène, les précipitations et l'ensoleillement peuvent avoir un impact significatif sur l'activité et la croissance des (micro)organismes, mais également sur la disponibilité des polluants ;

- les conditions du sol. La texture, la teneur en matière organique, la capacité d'échange cationique, le pH, la disponibilité des nutriments et la diversité microbienne peuvent influencer le devenir et le transport des polluants, ainsi que l'activité des (micro)organismes. Il est donc essentiel de comprendre les propriétés du sol pour sélectionner les stratégies de remédiation appropriées et optimiser les résultats;
- enfin, des facteurs spécifiques au site concerné sont à prendre en compte, tels que l'utilisation prévue du sol, l'hydrologie, la topographie et les contraintes réglementaires.

Tous ces facteurs, et leur interaction, vont avoir une incidence sur la faisabilité et la mise en œuvre de la remédiation biologique.

L'évaluation complète du site et de son climat est donc nécessaire pour concevoir les meilleures stratégies. De plus, la durée et l'ampleur des activités de remédiation peuvent affecter l'efficacité globale du processus de remédiation. On sait que certains processus peuvent nécessiter une surveillance et un entretien à long terme pour obtenir les résultats souhaités, en particulier dans le cas de polluants persistants ou d'une contamination à grande échelle. Enfin, les questions de rentabilité et de faisabilité sont à considérer dans le choix des stratégies de remédiation. Les méthodes de remédiation biologique peuvent à l'évidence présenter des avantages en matière de réduction des coûts et d'impact minimal sur l'environnement par rapport aux techniques conventionnelles; cependant, ces facteurs doivent être soigneusement évalués dans le contexte de projets spécifiques.

► Les avantages et les inconvénients de la remédiation biologique

Les techniques de remédiation biologique, qui utilisent des plantes et des micro-organismes pour dégrader, immobiliser ou éliminer les polluants de l'environnement, présentent plusieurs avantages, mais aussi certaines limites (Bhunia *et al.*, 2024).

Les avantages identifiés des techniques biologiques ainsi que les facteurs à prendre en compte lors de leur mise en œuvre sont multiples. On peut considérer que ces approches respectent l'environnement : en effet, les processus biologiques sont souvent naturels et durables, ce qui minimise l'utilisation de produits de synthèse agressifs et réduit l'impact sur l'environnement par rapport aux méthodes conventionnelles. Par ailleurs, ces approches sont généralement rentables, en particulier pour les pollutions à grande échelle, car elles requièrent moins d'infrastructures et d'énergie que les méthodes mécaniques ou chimiques. Elles offrent également une efficacité à long terme, car les processus biologiques peuvent continuer à fonctionner naturellement avec le temps, offrant ainsi des avantages permanents en matière de remédiation. Cette efficacité à long terme contribue à une remédiation durable. Ces approches présentent une certaine polyvalence. Les techniques de remédiation biologique peuvent en effet être appliquées à un large éventail de polluants et dans des conditions environnementales variées, ce qui les rend adaptables et polyvalentes pour différents types de contamination.

Cependant, les techniques de remédiation biologique présentent aussi des limites. Plusieurs d'entre elles sont clairement définies. Premièrement, ces méthodes peuvent être lentes, nécessitant des semaines, des mois, voire des années pour obtenir des résultats significatifs, en particulier pour les sites fortement pollués ou du fait de la présence de polluants persistants. De plus, dans les climats tempérés, l'efficacité de

la bioremédiation est restreinte à la saison de croissance des plantes. Deuxièmement, le rendement peut varier en fonction de plusieurs facteurs tels que la nature du sol, le climat, le type de polluant et la présence d'espèces végétales ou de communautés microbiennes adaptées. Cette spécificité du site limite parfois l'applicabilité de ces techniques à d'autres contextes. Troisièmement, ces processus peuvent être soumis à des incertitudes et à une variabilité, ce qui rend difficile la prévision précise des résultats, en particulier dans le contexte actuel de changement climatique qui modifiera le devenir des polluants et l'activité des (micro)organismes. Quatrièmement, certains polluants ou certaines conditions environnementales peuvent ne pas se prêter à la remédiation biologique. Par exemple, certains types de polluants peuvent être résistants à la dégradation par les enzymes microbiennes, ou la présence de toxines peut inhiber le développement des (micro)organismes. Enfin, le respect des exigences réglementaires, telles que les permis environnementaux et les normes de sécurité, est essentiel à la mise en œuvre de telles techniques. Les cadres réglementaires influencent la sélection et finalement l'approbation des stratégies de remédiation.

► Conclusion

En résumé, de nombreuses méthodes, utilisant les plantes et/ou les microorganismes, peuvent être utilisées pour réhabiliter des milieux pollués. Ces méthodes vont viser à stabiliser, dégrader, détoxifier et/ou extraire les polluants (in)organiques. La réussite de ces méthodes va dépendre de nombreux facteurs, tels que le choix de l'espèce végétale/microbienne, les conditions du milieu et le climat. Ceci nécessite une évaluation approfondie de la zone à remédier pour sélectionner la meilleure méthode. De plus, le choix du procédé de remédiation dépendra du devenir du site, c'est-à-dire de son utilisation une fois la zone réhabilitée, telles la construction d'un parking ou la mise en place de cultures pour la production d'énergie. Par ailleurs, une fois la méthode sélectionnée et mise en place, des suivis réguliers sont nécessaires pour mesurer l'efficacité du processus et identifier les problèmes et les difficultés pour, si besoin, procéder à des ajustements.

En outre, la collaboration et la communication avec les parties prenantes, y compris les organismes de réglementation, les communautés locales et les propriétaires fonciers, sont importantes pour obtenir leur soutien, répondre à leurs préoccupations et assurer la réussite de la mise en œuvre du projet. Enfin, l'élaboration d'un plan de gestion à long terme pour la surveillance et l'entretien pendant et après la réhabilitation est essentielle pour maintenir les résultats de la réhabilitation et prévenir la réapparition des polluants.

Cependant, bien que de nombreuses recherches aient été effectuées en laboratoire, des transpositions sur le terrain plus fréquentes sont nécessaires. Ainsi, des techniques innovantes telles que la nanoremédiation, l'utilisation de microalgues ou les biotechnologies (ex. : plantes transgéniques) pourront permettre des améliorations de l'efficacité de la remédiation.

► Références bibliographiques

Alsafran M., Usman K., Ahmed B., Rizwan M., Saleem M.H. *et al.*, 2022. Understanding the phyto-remediation mechanisms of potentially toxic elements: a proteomic overview of recent advances. *Front. Plant Sci.*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.881242>

- Anerao P., Kaware R., Khedikar A.K., Kumar M., Singh L., 2022. Phytoremediation of persistent organic pollutants: concept challenges and perspectives. In: *Phytoremediation Technology for the Removal of Heavy Metals and Other Contaminants from Soil and Water*, Elsevier, 375-404. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85763-5.00018-0>
- Ashraf S., Ali Q., Zahir Z.A., Ashraf S., Asghar H.N., 2019. Phytoremediation: environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 174, 714-727. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>
- Bakshe P., Jugade R., 2023. Phytostabilization and rhizofiltration of toxic heavy metals by heavy metal accumulator plants for sustainable management of contaminated industrial sites: a comprehensive review. *J. Hazard. Mater. Adv.*, 10, 100293. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100293>
- Barroso G.M., dos Santos E.A., Pires F.R., Galon L., Cabral C.M. et al., 2023. Phytoremediation: a green and low-cost technology to remediate herbicides in the environment. *Chemosphere*, 334, 138943. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138943>
- Bhunia A., Lahiri D., Nag M., 2024. Microbial advancement towards strategic bioremediation techniques: an overview. In: *Toxicity of Aquatic System and Remediation*, CRC Press, 169-184. <https://doi.org/10.1201/9781003297901-13>
- Chettri D., Verma A.K., Verma A.K., 2024. Bioaugmentation: an approach to biological treatment of pollutants. *Biodegradation*, 35, 117-135. <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10050-5>
- de Souza D.M., da Silva J.L., Ludwig L.D.C., Petersen B.C., Brehm F.A. et al., 2023. Study of the phytoremediation potential of native plant species identified in an area contaminated by volatile organic compounds: a systematic review. *Int. J. Phytoremediation*, 25, 1524-1541. <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2170974>
- Ghorbel M., Munoz M., Courjault-Rade P., Destrigneveille C., De pardeval P. et al., 2010. Health risk assessment for human exposure by direct ingestion of Pb, Cd, Zn bearing dust in the former miner's village of Jebel Ressas (NE Tunisia). *European Journal of Mineralogy*, 22(5), 639-649. <https://doi.org/10.1127/0935-1221/2010/0022-2037>
- Ghosh P., Konar A., Dalal D.D., Roy A., Chatterjee S., 2023. Phytoremediation technology: a review. *Int. J. Agric. Plant Sci.*, 5 (1), 44-49.
- Kafle A., Timilsina A., Gautam A., Adhikari K., Bhattarai A. et al., 2022. Phytoremediation: mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environ. Adv.*, 8, 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>
- Kumar R., Verma V., Thakur M., Singh G., Bhargava B., 2023. A systematic review on mitigation of common indoor air pollutants using plant-based methods: a phytoremediation approach. *Air Qual. Atmosphere Health*, 16, 1501-1527. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01326-z>
- Lü H., Wei J.-L., Tang G.-X., Chen Y.-S., Huang Y.-H. et al., 2024. Microbial consortium degrading of organic pollutants: source, degradation efficiency, pathway, mechanism and application. *J. Clean. Prod.*, 451, 141913. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141913>
- Naveed S., Oladoye P.O., Alli Y.A., 2023. Toxic heavy metals: a bibliographic review of risk assessment, toxicity, and phytoremediation technology. *Sustain. Chem. Environ.*, 2, 100018. <https://doi.org/10.1016/j.scevn.2023.100018>
- Nivetha N., Srivarshine B., Sowmya B., Rajendiran M., Saravanan P. et al., 2023. A comprehensive review on bio-stimulation and bio-enhancement towards remediation of heavy metals degeneration. *Chemosphere*, 312, 137099. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137099>
- Pascaud G., Leveque T., Soubrand M., Boussen S., Joussein E. et al., 2014. Environmental and health risk assessment of Pb, Zn, As and Sb in soccer field soils and sediments from mine tailings: solid speciation and bioaccessibility. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 4254-4264. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2297-2>
- Pasricha S., Mathur V., Garg A., Lenka S., Verma K. et al., 2021. Molecular mechanisms underlying heavy metal uptake, translocation and tolerance in hyperaccumulators: an analysis. *Environ. Chall.*, 4, 100197. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100197>
- Robert M., 1996. *Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement*, Paris, Masson, 244 p.

Saravanan A., Kumar P.S., Duc P.A., Rangasamy G., 2023. Strategies for microbial bioremediation of environmental pollutants from industrial wastewater: a sustainable approach. *Chemosphere*, 313, 137323. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137323>

Shan B., Hao R., Xu H., Li J., Li Y. *et al.*, 2021. A review on mechanism of biomineratization using microbial-induced precipitation for immobilizing lead ions. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 28 (24), 30486-30498. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14045-8>

Skuza L., Szczęko-Kociuba I., Filip E., Bożek I., 2022. Natural molecular mechanisms of plant hyper-accumulation and hypertolerance towards heavy metals. *Int. J. Mol. Sci.*, 9335. <https://doi.org/10.3390/ijms23169335>

Wani Z.A., Ahmad Z., Asgher M., Bhat J.A., Sharma M. *et al.*, 2023. Phytoremediation of potentially toxic elements: role, status and concerns. *Plants*, 12 (3), 429. <https://doi.org/10.3390/plants12030429>

Yang Z., Yang F., Liu J.-L., Wu H.-T., Yang H. *et al.*, 2022. Heavy metal transporters: functional mechanisms, regulation, and application in phytoremediation. *Sci. Total Environ.*, 809, 151099. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151099>

Partie II

Dépollution biologique de l'air, des eaux et des effluents

Chapitre 3

Capture des polluants atmosphériques par les cultures : mécanismes et conséquences

Jean-François Castell

Les polluants atmosphériques sont des composés très divers, présents dans l'atmosphère sous forme gazeuse, particulaire ou liquide. Les polluants dits « primaires » sont émis directement dans l'air par les sources anthropiques, alors que les polluants dits « secondaires » apparaissent dans l'atmosphère après réaction chimique avec des composés précurseurs qui peuvent être d'origine anthropique ou naturelle (figure 3.1). Le temps de séjour des polluants dans l'atmosphère est très variable. Pour les particules solides, il dépend principalement de leur masse, alors que pour les composés gazeux, il dépend de leur réactivité, aptitude à subir des réactions chimiques avec les autres composés atmosphériques. Ce chapitre est consacré à la capture des polluants par les cultures : il ne traitera pas des processus d'émission, mais uniquement du transport des polluants dans l'atmosphère, et de leur dépôt sur les plantes.

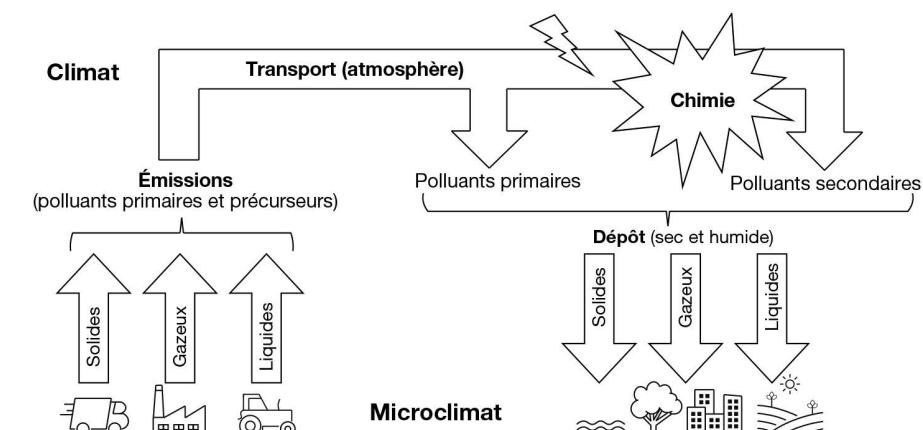


Figure 3.1. Principaux processus associés aux pollutions atmosphériques (d'après Saint-Jean *et al.*, 2019).

Après leur émission par une source, les composés sont transportés et dispersés dans l'atmosphère (advection-diffusion). Ils peuvent y subir des transformations chimiques conduisant à leur disparition et/ou à la production de polluants secondaires. Le temps de séjour dans l'atmosphère et les processus de dépôt varient en fonction de la nature des polluants : sédimentation, diffusion moléculaire et turbulente, lessivage. Tous ces processus sont étroitement liés aux conditions météorologiques régionales et locales.

► Mécanismes de transfert et de capture

Transferts horizontaux

Les polluants atmosphériques se déplacent avec la masse d'air et sont transportés sur de plus ou moins grandes distances par le vent en fonction de leur durée de vie atmosphérique. On appelle « advection horizontale » ce flux horizontal de matière polluante lié au mouvement moyen de l'air. Pendant ce transfert, les composés sont également diffusés par les mouvements fluctuants de l'air (diffusion horizontale et verticale). La diffusion horizontale dans le sens du vent est souvent négligeable devant l'advection, et n'est importante qu'en situation de vent très faible. En revanche, la diffusion latérale est importante quelles que soient les conditions de vent, surtout à l'échelle locale. Pendant cette phase de transport, les polluants sont donc dilués par la turbulence, et leur concentration tend progressivement à s'homogénéiser dans la troposphère.

À l'échelle régionale, les transports de polluants sont déterminés par le champ de vent moyen, qui correspond aux mouvements des masses d'air depuis les zones de haute pression (anticyclones) vers les zones de basse pression (dépressions). Ces mouvements dépendent également de la force de Coriolis et de la rugosité de la surface, c'est-à-dire la manière dont la surface interagit avec l'écoulement de la masse d'air en fonction de ses caractéristiques (aspérités et irrégularités).

À une échelle plus locale, l'advection et la diffusion dépendent fortement de l'hétérogénéité des surfaces (ex. : reliefs, haies, zones boisées, zones urbaines) à la fois en raison des obstacles qui s'opposent à l'écoulement de la masse d'air et en raison des écarts thermiques (ex. : surfaces d'eau et zones boisées plus fraîches et humides, zones urbanisées plus chaudes et sèches). Ces hétérogénéités modifient localement les champs de vent et donc l'advection, et également la diffusion horizontale.

Il existe dans la littérature de nombreux modèles de transfert s'appliquant aux échelles locales, régionales ou globales. Ils ne seront pas présentés en détail dans ce chapitre. Le lecteur pourra par exemple consulter la synthèse de Massad *et al.* (2019).

Transferts verticaux

Les transferts verticaux concernent à la fois les processus d'émission et de dépôt des polluants. Nous ne présenterons ici que les processus de dépôt impliqués dans la capture des polluants par les végétaux. Bien souvent, ces « dépôts » sont en fait des échanges bidirectionnels, chaque surface se comportant comme une source et un puits de polluant. C'est le cas par exemple de l'ammoniac (Personne *et al.*, 2015). En revanche, un polluant secondaire comme l'ozone se dépose uniquement et n'est pas émis par les surfaces de végétation (Stella *et al.*, 2011).

Le fonctionnement photosynthétique des végétaux leur permet de fixer le carbone de l'air (présent principalement sous forme de CO_2) en utilisant l'énergie lumineuse du soleil et l'eau prélevée dans le sol par les racines. L'architecture des plantes, constituée de ramifications porteuses de feuilles planes, leur permet d'optimiser la captation de l'énergie solaire et de disposer d'importantes surfaces d'échange avec le CO_2 de l'air. Ainsi, la surface des feuilles des arbres d'une forêt peut être six à huit fois plus importante que la surface de sol occupée par le peuplement. Ces surfaces d'échanges représentent donc de bons « pièges » à polluants, que ceux-ci soient des gaz ou des particules.

Les mécanismes physiques qui régissent les échanges de masse et d'énergie entre la végétation et l'atmosphère sont aujourd'hui relativement bien connus (Fowler, 2002), et de nombreuses modélisations sont disponibles, y compris pour les poussières et les particules fines (Petroff *et al.*, 2009).

Ces modèles peuvent être appliqués à l'estimation de l'interception ou à la captation des polluants par les couverts végétaux, le plus souvent au moyen de fonctions de dépôt qui sont de la forme :

$$\text{Dépôt de polluant (g/m}^2) = \text{LAI} \times \text{Vd} \times \text{DC} \times t \text{ (équation 1)}$$

où : LAI = indice de surface foliaire (surface de feuilles/surface de sol); Vd = vitesse de dépôt (m/s); DC = différence de concentration en polluant entre l'air et la surface (g/m³); t = temps (s).

Le sens dans lequel se fait le transfert entre la surface et l'atmosphère dépendra donc du signe de DC.

Dans cette relation, la grandeur la plus difficile à estimer est la vitesse de dépôt. Sa valeur moyenne est de 1 cm/s, mais elle peut varier entre 0,1 et 10 cm/s selon les études (Litschke et Kuttler, 2008).

On sait assez bien la décrire dans le cas de couverts végétaux assez denses et homogènes horizontalement, comme des cultures ou des forêts, et quand on peut faire l'hypothèse que le dépôt est unidirectionnel (on suppose qu'il descend de l'atmosphère vers la végétation). Dans ce cas le plus simple, on considère que les flux sont conservatifs et stationnaires dans la couche limite de la végétation, qui est la couche d'air épaisse de quelques mètres à quelques dizaines de mètres dans laquelle l'écoulement horizontal de la masse d'air est influencé par la présence de cette végétation (la vitesse du vent notamment s'atténue de façon exponentielle depuis le sommet de cette couche pour devenir nulle à un niveau z_0 situé au-dessus du sommet du couvert végétal). Compte tenu des hypothèses qui précèdent, on peut considérer que dans cette couche les flux sont proportionnels aux gradients de concentration en polluant. Par analogie avec un schéma électrique résistif, ce coefficient de proportionnalité est souvent appelé « conductance », et son inverse est donc l'analogue d'une résistance.

Comme au-dessus du niveau z_0 la vitesse du vent n'est pas nulle, le transport de polluant se fait principalement par les mouvements turbulents de l'air, et la résistance correspondante sera notée Ra (résistance aérodynamique).

En revanche, à proximité de la surface, la vitesse du vent est faible ou nulle et les mouvements turbulents sont très peu importants. Dans ce cas, le transport sera majoritairement de nature diffusif, et sera donc décrit par l'équation de la diffusion, qui dépend du gradient de concentration, de l'épaisseur de cette fine couche laminaire (qui est en fait une nouvelle couche limite, celle de la surface du couvert) et du coefficient de diffusion moléculaire du polluant considéré. La résistance correspondante est notée Rb (résistance de couche limite du couvert).

Enfin, s'il s'agit d'un polluant gazeux comme l'ozone, qui diffuse jusqu'à l'intérieur des feuilles, le flux de ce polluant depuis la surface du couvert végétal et l'intérieur des feuilles dépend de la différence de concentration en polluant entre la surface externe des feuilles et l'intérieur de la feuille (dans le cas de l'ozone, cette concentration

interne est souvent considérée comme nulle). La résistance correspondante est notée R_c (résistance de surface du couvert) et traduit principalement la résistance opposée par les stomates à la diffusion. Les stomates sont des ouvertures naturelles situées sur l'épiderme des feuilles, et qui assurent les échanges gazeux de la plante avec le milieu extérieur (photosynthèse et transpiration principalement). En fonction des conditions environnementales et de l'état physiologique des plantes, ils peuvent être ouverts ou plus ou moins fermés, ce qui conditionne fortement la valeur de R_c . On obtient alors l'expression de V_d :

$$V_d = 1/R_{tot} = 1/R_a + 1/R_b + 1/R_c \text{ (équation 2)}$$

où : R_{tot} = résistance totale au flux de dépôt de polluant (s/m) ; R_a = résistance aérodynamique (s/m) ; R_b = résistance de couche limite du couvert (s/m) ; R_c = résistance de surface du couvert (s/m) ; V_d = vitesse de dépôt (m/s).

Ces résistances dépendent à la fois des conditions météorologiques, des propriétés physiques et de l'état physiologique de la végétation considérée. La résistance aérodynamique, qui dépend davantage des conditions météorologiques, est souvent plus faible que les deux autres, qui dépendent plutôt des propriétés du couvert végétal, sauf dans le cas de particules à forte vitesse de sédimentation, c'est-à-dire de taille supérieure à 10 µm (Janhäll, 2015).

L'équation 2 correspond au cas le plus simple, analogue d'un circuit électrique comprenant trois résistances en série. En fonction du polluant considéré, il peut être nécessaire de complexifier ce circuit. Pour l'ozone, par exemple, il est nécessaire de considérer qu'une fois passée la résistance de couche limite, le flux d'ozone doit être séparé en deux flux distincts : d'une part, celui qui entre dans la feuille par les stomates (flux stomatique) et, d'autre part, celui qui se dépose à la surface des épidermes des feuilles (par oxydation de composés épidermiques externes) sans pénétrer à l'intérieur (flux cuticulaire) (Potier *et al.*, 2015).

Dépôts secs

On appelle «dépôts secs» les dépôts de particules solides et de gaz qui se réalisent sans interaction avec une phase aqueuse atmosphérique. Ils sont contrôlés par les processus de transfert atmosphérique : diffusion turbulente, diffusion brownienne et sédimentation (dans le cas des particules). Les propriétés des surfaces de végétation (température et humidité) influent également sur les échanges avec l'atmosphère. Dans le cas des dépôts de particules solides, la taille et le poids des particules polluantes jouent un rôle considérable (figure 3.2). Pour les particules de taille importante, une résistance de dépôt prenant en compte le diamètre des particules et la différence de masse volumique entre les particules et l'air (loi de Stokes) devra être intégrée à l'expression de V_d .

Dépôts humides

Ce sont les dépôts qui atteignent le feuillage sous forme liquide : les gouttes de pluie peuvent se charger en gaz et en particules au moment de la formation des nuages, ou pendant leur chute vers les surfaces végétales. Les précipitations occultes (brouillards, dépôts de rosée) peuvent également être chargées en polluants. La dilution des gaz polluants dans les précipitations peut avoir des impacts importants sur les plantes

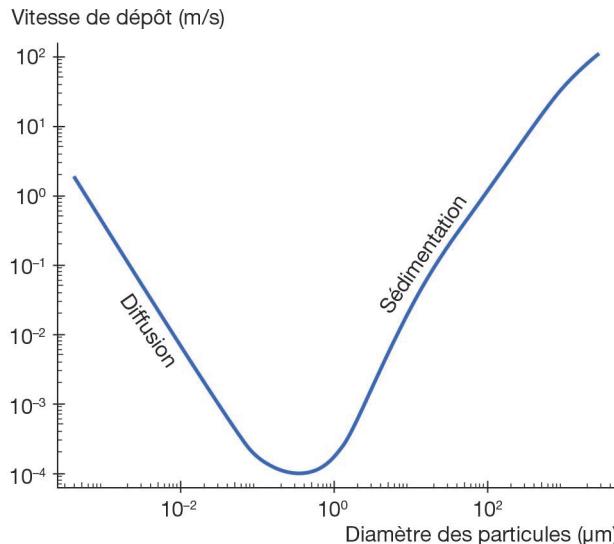


Figure 3.2. Vitesse de dépôt des composés particulaires selon leur diamètre (Saint-Jean *et al.*, 2019).

Les mécanismes impliqués sont différents : diffusion pour les diamètres les plus fins, sédimentation pour les particules plus grossières.

et les écosystèmes. Ainsi, les composés soufrés ou azotés forment des acides quand ils sont dissous dans les eaux de pluie et contribuent à l'acidification des sols et des milieux aquatiques.

Outils de modélisation

Les mécanismes de base évoqués plus haut peuvent être associés à des approches plus complexes et transcrits dans des modèles mathématiques (voir par exemple Massad *et al.*, 2019). Ces modèles permettent de décrire les processus à la fois d'émission, de transport et de dépôt des polluants sur les cultures, et parfois même leurs impacts. Ces approches de modélisation sont utiles pour comprendre à quel niveau il est possible d'agir pour réduire efficacement les émissions et atténuer les impacts des polluants sur les agroécosystèmes. Ils sont désormais couramment utilisés pour comprendre la dispersion des polluants autour d'une source et raisonner d'éventuelles distances de sécurité.

► Utilisation des cultures pour la dépollution de l'air

L'usage des plantes cultivées pour la phytoremédiation de la qualité de l'air est très limité. D'une part, parce que les polluants particulaires comme les métaux peuvent s'accumuler dans les tissus végétaux et remettre en cause leur usage alimentaire, d'autre part, parce que les capacités de capture des surfaces cultivées sont beaucoup plus réduites que celles des couverts forestiers à l'échelle d'une année : l'indice de surface foliaire (*leaf area index*, LAI) maximum d'une culture est souvent moins important que celui d'une forêt, et il n'est atteint que pendant quelques semaines durant la saison de végétation. Ainsi, à l'échelle d'une saison agricole, le flux d'ozone entrant dans les

feuilles d'une culture de maïs est inférieur à celui qui se dépose à la surface du sol (Stella *et al.*, 2011). De même, une étude de modélisation spatialisée autour de Pékin montre que pour les particules fines, les prairies et les cultures sont cinq à sept fois moins performantes que les forêts (Zhai *et al.*, 2022).

On peut néanmoins évoquer deux usages actuellement reconnus : la définition de distances de sécurité en bordure des voies de grande circulation, et la définition de périmètres de sécurité autour de sources ponctuelles de pollution (ex. : bâtiments d'élevage) dont les émissions peuvent être préjudiciables pour les écosystèmes environnants.

Distances de sécurité en bords de voie

Il ne s'agit donc pas ici de déterminer la quantité de polluant qu'une végétation est capable de fixer, mais plutôt la distance à la source à partir de laquelle on peut considérer que les dépôts deviennent tolérables. Ainsi, depuis une trentaine d'années, il est établi que les végétations situées en zone urbaine ou en bordure des voies de grande circulation sont exposées à des dépôts de polluants émis par le trafic (Säumel *et al.*, 2012). Les polluants les plus étudiés sont les éléments-traces métalliques (ETM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et, dans une moindre mesure, les oxydes d'azote (NO_x) (ex. : Branchu *et al.*, 2013). Des distances de sécurité entre les routes et les champs de l'ordre de 250 m ont été empiriquement déterminées et peuvent entrer dans le cahier des charges de certaines productions (plantes aromatiques) (Petit *et al.*, 2009).

Estimer la distance à partir de laquelle la concentration en polluants ne dépend plus du trafic routier reste complexe (figure 3.3), et les données expérimentales sont souvent contradictoires, faute d'études à long terme prenant en compte les variations saisonnières de trafic et de climat. La modélisation (Petit *et al.*, 2013) met en évidence l'influence prépondérante de la stratification thermique, de la rugosité du site, de la direction du vent et de la hauteur de la source dans la simulation des concentrations à proximité des axes routiers. La confrontation des sorties de modèles aux mesures a montré que la qualité des prédictions des concentrations par les modèles est bonne pour les NO_x, les PM₁₀ et les PM_{2,5} à 10 et 100 m de l'autoroute. Au cours de cette étude de courte durée (quatre semaines) en zone rurale d'Île-de-France, les distances impactées par l'autoroute étaient de l'ordre de la cinquantaine de mètres. Après trois années d'expérimentations de biosurveillance dans la vallée de la Maurienne, Laffray (2008) a conclu à une distance de l'ordre de 300 m pour les particules. Cette valeur est plus élevée que celles que l'on trouve habituellement dans la littérature, de l'ordre de 80 à 160 m (Branchu *et al.*, 2013). Pour les oxydes d'azote, les résultats de Laffray sont voisins de ceux de Pleijel *et al.* (2004), de l'ordre de 500 m, avec une décroissance exponentielle des concentrations le long d'un axe perpendiculaire à la route.

La distance de sécurité de 250 m repose donc sur des fondements scientifiques instables. À l'échelle de l'Île-de-France, une zone tampon de 250 m autour des axes routiers représente 54 500 ha, soit environ 10 % de la surface agricole utile (SAU) régionale, or 48 % des exploitations possèdent au moins un îlot dans la zone des 250 m. Parmi celles-ci, 24 % sont touchées sur plus de 30 % de leur parcellaire et 8 % le sont sur plus de 50 %. Les exploitations de la ceinture verte, situées entre 10 et 30 km autour de Paris, sont particulièrement concernées (figure 3.3). Ces zones sont des secteurs privilégiés de cultures spécialisées, interrogeant dès lors les conditions et les modalités d'une agriculture de proximité (Petit *et al.*, 2009).

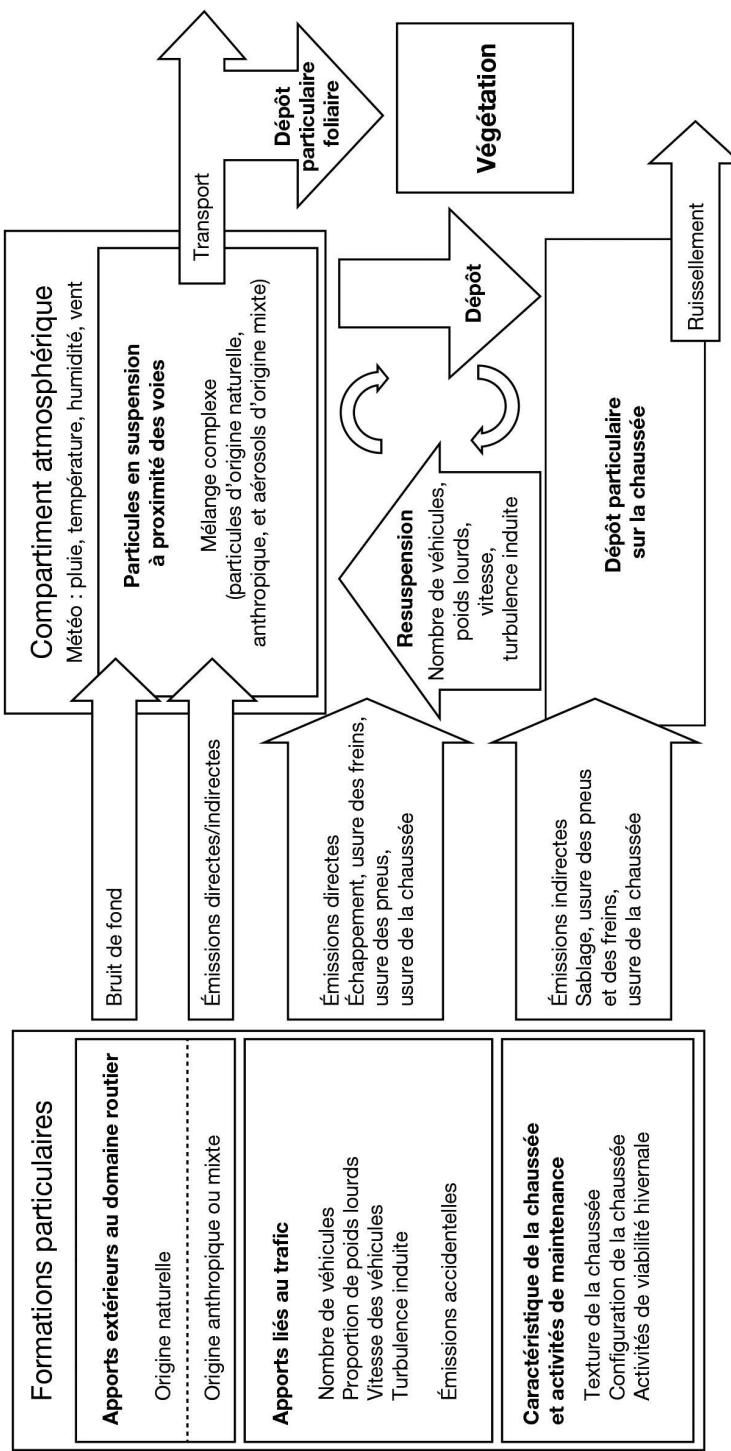


Figure 3.3. Éléments à prendre en compte pour décrire et quantifier la capture de polluants particulaires par la végétation bordant une voie de circulation (d'après Laffray, 2008).

Périmètres de sécurité autour d'une source ponctuelle

Ces périmètres sont concernés par d'importants dépôts d'ammoniac (NH_3) autour d'une source ponctuelle (typiquement, un bâtiment d'élevage) (figure 3.4). Ces dépôts sont susceptibles d'induire une acidification des milieux et ont un impact négatif avéré sur la biodiversité, favorisant les espèces nitrophiles (Krupa, 2003). La synthèse de Loubet *et al.* (2009) montre qu'une grande partie du NH_3 émis peut être récupérée par la végétation environnante. La récupération locale de NH_3 varie de 2 % à 60 % dans un rayon de 2 km autour de la source. Elle est sensible à la hauteur de la source, à la stabilité atmosphérique, à la vitesse du vent, à la structure des canopées environnantes ainsi qu'à l'absorption stomatique, qui dépend principalement de l'indice de surface foliaire verte et du point de compensation stomatique du NH_3 de la végétation, et enfin, elle est sensible au dépôt cuticulaire, qui dépend principalement de l'humidité de la végétation.

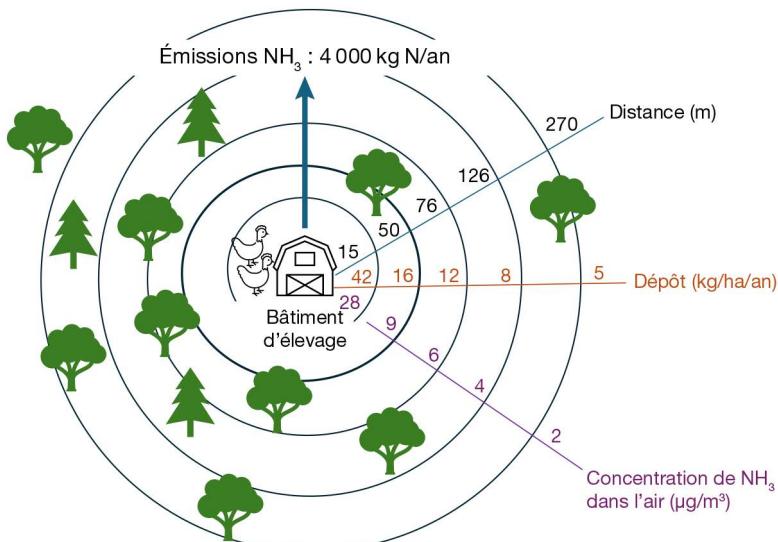


Figure 3.4. Variations spatiales des concentrations en ammoniac et des dépôts d'ammoniac dans un rayon de 270 m autour d'un poulailler industriel (Cellier *et al.*, 2019, d'après Fowler *et al.*, 1998).

► Conclusion

Les processus de dépôt des polluants sur les végétaux sont aujourd'hui assez bien connus, et de nombreux outils de modélisation ont été développés, tant pour la recherche que pour les applications opérationnelles d'estimation des dépôts. Contrairement aux forêts, les surfaces agricoles, bien qu'elles occupent environ la moitié de la surface du territoire métropolitain, offrent de faibles possibilités pour la capture des polluants atmosphériques et la dépollution de l'air en raison de leur phénologie, de leur plus faible hauteur et de leur plus faible densité de feuillage.

Compte tenu du risque d'accumulation de composés toxiques dans les végétaux destinés à l'alimentation, des zones tampons peuvent être définies pour préserver la

végétation des dépôts de polluants. De même, il est important de prévoir le périmètre d'impact de sources ponctuelles de polluants pour préserver les écosystèmes sensibles.

Enfin, il faut rappeler que l'absorption de polluants gazeux par les plantes cultivées peut entraîner des conséquences préjudiciables sur la production et les rendements. Ainsi, chaque année, le rendement du blé en Île-de-France est diminué de 5 à 10 % en raison de la pollution de l'air par l'ozone, correspondant à une perte économique de l'ordre de 20 millions d'euros pour la région (Castell et Le Thiec, 2017).

Les surfaces cultivées contribuent assez modestement à la dépollution de l'air, et ne peuvent jouer qu'un rôle d'appoint dans les politiques publiques d'amélioration de la qualité de l'air. Il apparaît donc plus pertinent que ces politiques visent en priorité la réduction des émissions de polluants et de leurs précurseurs (Nemitz *et al.*, 2020).

► Références bibliographiques

- Branchu P., Badin A.-L., Bechet B., Eisenlohr L., Priol T.L. *et al.*, 2013. Pollution d'origine routière et environnement de proximité. *VertigO, la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12775>
- Castell J.-F., Thiec D.L., 2017. Impacts de l'ozone sur l'agriculture et les forêts et estimation des coûts économiques. Pollution atmosphérique. *Climat, santé, société*. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.5690>
- Cellier P., Génermont S., Pierart A., Agasse S., Drouet J.-L., Edouard N. *et al.*, 2019. Réduire l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'air. In : *Agriculture et qualité de l'air : comprendre, évaluer, agir*, Versailles, Éditions Quæ, 233-271.
- Fowler D., Pitcairn C.E.R., Sutton M.A., Flechard C., Louebet B. *et al.*, 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution*, 102 (1), suppl. 1, 343-348. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80053-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80053-5)
- Fowler D., 2002. Pollutant deposition and uptake by vegetation. In: *Air Pollution and Plant Life* (J.N.B. Bell, M. Treshow, eds), John Wiley & Sons, New York, 43-67.
- Janhäll S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution: deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Krupa S.V., 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124, 179-221. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00434-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00434-7)
- Laffray X., 2008. Pollution atmosphérique dans la vallée de l'Arc (Maurienne, Savoie) : nouvelles approches en biosurveillance végétale. Thèse de doctorat, Nancy-1.
- Litschke T., Kuttler W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation: a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17, 229-240. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0284>
- Loubet B., Asman W.A.H., Theobald M.R., Hertel O., Tang Y.S. *et al.*, 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: *Atmospheric Ammonia* (M.A. Sutton, S. Reis, S.M.H. Baker, eds), Springer Netherlands, Dordrecht, 205-267. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9121-6_15
- Massad R.S., Tuzet A.A., Personne E., Bedos C., Beekmann M. *et al.*, 2019. Modélisation des échanges : de l'échelle des processus aux échelles régionales. In : *Agriculture et qualité de l'air : comprendre, évaluer, agir*, Versailles, Éditions Quæ, 107-123.
- Nemitz E., Vieno M., Carnell E., Fitch A., Steadman C. *et al.*, 2020. Potential and limitation of air pollution mitigation by vegetation and uncertainties of deposition-based evaluations. *Philos. Trans. A Math. Phys. Eng. Sci.*, 378, 20190320. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0320>
- Personne E., Tardy F., Génermont S., Decuq C., Gueudet J.-C. *et al.*, 2015. Investigating sources and sinks for ammonia exchanges between the atmosphere and a wheat canopy following slurry application with trailing hose. *Agric. For. Meteorol.*, 207, 11-23. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.03.002>

- Petit C., Rémy E., Aubry C., 2009. Trafic routier et distances de sécurité : le dilemme de l'agriculture en Île-de-France. *Vertigo, la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.8413>
- Petit C., Loubet B., Rémy E., Aubry C., Duguay F. *et al.*, 2013. Dépôt de polluants sur les espaces agricoles à proximité des voies de transport en Île-de-France. *Vertigo, la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12833>
- Petroff A., Zhang L., Pryor S.C., Belot Y., 2009. An extended dry deposition model for aerosols onto broadleaf canopies. *J. Aerosol. Sci.*, 40, 218-240. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.11.006>
- Pleijel H., Pihl Karlsson G., Binsell Gerdin E., 2004. On the logarithmic relationship between NO₂ concentration and the distance from a highroad. *Sci. Total Environ.*, 332, 261-264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.03.020>
- Potier E., Ogée J., Jouanguy J., Lamaud E., Stella P. *et al.*, 2015. Multilayer modelling of ozone fluxes on winter wheat reveals large deposition on wet senescing leaves. *Agricultural and Forest Meteorology*, 211-212, 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.05.006>
- Saint-Jean S., Bedos C., Ciuraru R., Génermont S., Huber L., Lathiere J. *et al.*, 2019. Mécanismes : échanges de polluants aux interfaces sol-végétation-atmosphère et devenir dans l'atmosphère. In : *Agriculture et qualité de l'air : comprendre, évaluer, agir*, Versailles, Éditions Quæ, 73-99.
- Säumel I., Kotsyuk I., Hölscher M., Lenkereit C., Weber F. *et al.*, 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environmental Pollution*, 165, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.019>
- Stella P., Personne E., Loubet B., Lamaud E., Ceschia E. *et al.*, 2011. Predicting and partitioning ozone fluxes to maize crops from sowing to harvest: the Surfamt-O₃ model. *Biogeosciences*, 8, 2869-2886. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2869-2011>
- Zhai H., Yao J., Wang G., Tang X., 2022. Study of the effect of vegetation on reducing atmospheric pollution particles. *Remote Sensing*, 14, 1255. <https://doi.org/10.3390/rs14051255>

Chapitre 4

Potentialités et limites de la dépollution de l'air par les structures végétalisées urbaines

Juliette Leymarie, Jean-François Castell

Avec l'expansion des zones urbaines, une part croissante de la population mondiale est exposée aux polluants gazeux et particulaires présents dans l'air des villes. Ces polluants ont des impacts sur la santé, causant plus de 4 millions de morts prématurées par an dans le monde (Goshua *et al.*, 2022). Les politiques d'amélioration de la qualité de l'air urbain sont avant tout fondées sur la réduction des émissions, mais des mesures complémentaires visent aussi à limiter l'exposition des populations et à dépolluer l'air. La végétalisation des zones urbaines est souvent présentée comme un moyen d'atteindre ces objectifs, en particulier pour réduire les teneurs en particules. En effet, le feuillage des végétaux offre d'importantes surfaces d'échange qui peuvent jouer le rôle de « pièges » à polluants. Ce chapitre fait le point sur les potentialités de dépollution de l'air par la végétation urbaine et décrit les caractéristiques des couverts végétaux qui permettent une capture optimale des polluants. Enfin, quelques solutions locales encore exploratoires sont brièvement présentées. Ce chapitre est uniquement consacré aux pollutions locales et régionales. Il ne traite pas de la séquestration du carbone par les végétations urbaines.

► Potentialités de dépollution de l'air aux échelles de la petite région urbaine et des parcs urbains

La végétation urbaine des cinquante plus grandes villes des États-Unis capte chaque année environ 700 t de polluants : 300 t d'ozone (O_3), 200 t de PM_{10} (particules fines de taille inférieure à $10\mu m$), 100 t de dioxyde d'azote (NO_2), 70 t de dioxyde de soufre (SO_2) et plus de 20 t de monoxyde de carbone (CO) (Nowak *et al.*, 2006). Ceci représente moins de 1 % de la totalité des polluants de la masse d'air au-dessus de ces villes. En Europe, Tallis *et al.* (2011) ont estimé que les zones boisées de Londres captent annuellement entre 852 et 2121 t de PM_{10} selon la version du modèle utilisé, soit entre 0,7 % et 1,4 % des PM_{10} de la couche limite⁴ urbaine. En France, l'étude de Selmi *et al.* (2016), avec un modèle très voisin de celui des études américaines, a estimé que les arbres urbains

4. On appelle « couche limite » la zone d'interface entre la feuille et l'air. La vitesse du vent y est très atténuée et devient nulle au niveau de la surface de la feuille, ce qui réduit fortement la vitesse des échanges de gaz ou de particules entre la feuille et l'air.

de Strasbourg captent 88 t de polluants par an (56 t d' O_3 , 12 t de PM_{10} , 14 t de NO_2 , 5 t de $PM_{2,5}$ (particules fines de taille inférieure à 2,5 μm), 1 t de CO et 1 t de SO_2). Ceci ne représente qu'une très faible fraction de la pollution ambiante (moins de 1%).

Il n'est donc pas réaliste de penser que la végétation urbaine peut dépolluer massivement l'air des villes. Si la surface boisée de l'agglomération londonienne passait de 20% (valeur actuelle) à 30 %, elle ne capterait toujours qu'entre 1,1 % et 2,6 % des PM_{10} (Tallis *et al.*, 2011). De même, si le pourcentage de surfaces végétalisées de l'agglomération de Wolverhampton-Birmingham-Coventry passait de 3,7 % à un maximum possible de 54 %, la concentration de l'air en PM_{10} baisserait seulement de 26 %. Récemment, la prise en compte des arbres référencés dans la base de données de la ville de Paris dans les modèles de qualité de l'air a montré que leur effet sur les dépôts secs de gaz et de particules est faible, représentant en moyenne une réduction de 0,6 % d' O_3 et au maximum de 2,5 % dans certaines conditions (Maison *et al.*, 2024).

Malgré ces faibles capacités de dépollution globale, les zones végétalisées (parcs urbains ou forêts urbaines) peuvent néanmoins jouer un rôle local. Ainsi, à Sidney, les zones à forte densité de forêt urbaine ont des niveaux de particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$) moins élevés qu'ailleurs, mais les concentrations des polluants gazeux (CO_2 , CO, composés organiques volatils, ou COV et oxydes d'azote) ne changent pas (Irga *et al.*, 2015). À Shanghai, les concentrations en polluants particulaires et gazeux au niveau du sol sont plus faibles dans les parcs que dans les rues (différences de 2 à 35 % pour les particules totales en suspension, de 2 à 27 % pour le SO_2 et de 1 à 21 % pour le NO_2), avec une différence maximale le plus souvent en été, quand la surface foliaire est maximale (Yin *et al.*, 2011).

► Effets ponctuels : petites surfaces végétalisées, organisation spatiale, arbres isolés

Les éléments nécessaires au raisonnement de l'utilisation de végétaux pour la dépollution de l'air en ville ont été identifiés dans deux articles (Janhäll, 2015; Abhijith *et al.*, 2017).

Dispersion des polluants

La présence d'arbres et d'arbustes dans les rues peut dans certains cas limiter la dispersion des polluants, et dégrader la qualité de l'air respiré par les piétons (Vos *et al.*, 2013). C'est particulièrement le cas des rues canyons (rapport hauteur des façades/largeur de voie supérieur ou égal à 0,5). Leur configuration encaissée perturbe l'écoulement des masses d'air, et la dispersion des polluants émis par les véhicules y est réduite. C'est donc souvent dans ces rues étroites que les niveaux de pollution à hauteur de piéton sont les plus élevés (Goryainova *et al.*, 2016). Dans ces configurations, une trop grande densité d'arbres réduit la vitesse du vent au sol et freine la ventilation du canyon où les polluants restent piégés. Cet effet négatif est plus important quand les arbres sont sur les trottoirs plutôt qu'en milieu de voie (Wania *et al.*, 2012). Cet effet aggravant est d'autant plus marqué que la vitesse du vent est faible, que les façades sont hautes par rapport à la largeur de la voie et que la direction du vent est perpendiculaire à la rue. La modélisation montre que dans une rue canyon, il est plus favorable de placer des haies ou des écrans végétalisés relativement bas de part et d'autre de la

rue (figure 4.1) (Vos *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2014). Ceci doit être pris en compte pour l'aménagement des villes en privilégiant la mise en place d'arbres d'alignement dans les rues larges et à faible trafic (Maison *et al.*, 2024).

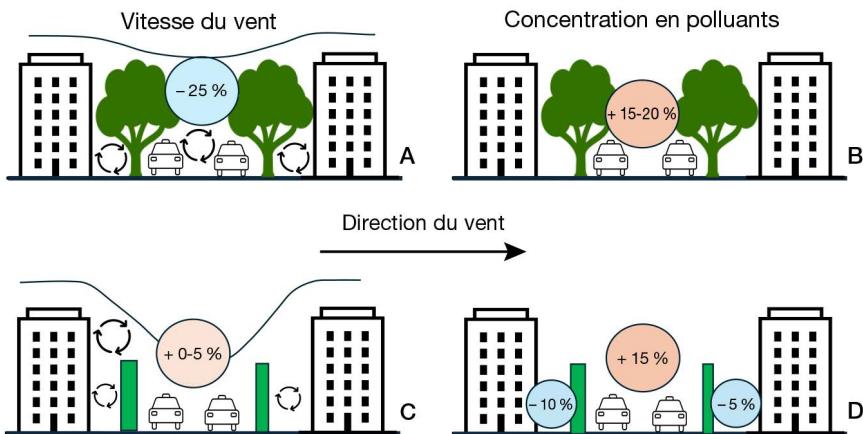


Figure 4.1. Visualisation des résultats d'une étude de modélisation de l'impact de la végétation sur les valeurs relatives de la vitesse du vent et la concentration en polluants dans une rue (d'après Vos *et al.*, 2013).

Les différences sont exprimées par rapport à une situation de référence : une rue sans végétation. Les immeubles mesurent 12 m de haut, la rue est large de 34 m. Dans cet exemple, la direction du vent est perpendiculaire à la rue (le vent se déplace de gauche à droite). Les rubans représentent les lignes de courant, les sources d'émission de polluant (carbone élémentaire) sont localisées au milieu de la chaussée (véhicules). Les deux figures du haut représentent la situation en présence d'une double rangée d'arbres (hauteur : 15 m, diamètre de couronnes : 8 m, hauteur de couronne : 6 m, densité de feuillage : 0,7 m²/m³). La présence des arbres réduit fortement la vitesse du vent (A) et contribue à l'accumulation de polluants sous leurs couronnes (B). La qualité de l'air y est donc moins bonne que dans la situation de référence. Les deux figures du bas représentent l'impact de deux barrières végétalisées (hauteur : 4 m, largeur 1 m, densité de feuillage : 2 m²/m³). L'impact sur la vitesse du vent (C) est plus faible qu'en présence des arbres et les concentrations en polluants (D) restent localisées au voisinage des sources. Sur les trottoirs, la qualité de l'air est améliorée par rapport à la situation de référence.

Distance à la source

Plus les arbres et arbustes sont implantés à proximité des sources d'émission (routes), plus ils captent les poussières (Mori *et al.*, 2015). Ainsi, l'addition d'arbres d'alignement proches des émissions des véhicules permet une réduction plus importante des PM₁₀ que si les arbres sont dispersés dans la ville (Yao *et al.*, 2022). C'est également le cas des haies placées le long des voies rapides, où les émissions sont importantes (Baldauf, 2017). Derrière une haie en bordure de route, les concentrations en polluants peuvent baisser d'environ 12 % pour le carbone suie (Brantley *et al.*, 2014), et de 35 % pour les particules ultrafines (de diamètre inférieur à 1 µm) (Al-Dabbous et Kumar, 2014). Ainsi, une haie d'aubépines de 2,2 m de hauteur et de 1,6 m de large peut réduire la concentration en PM₁₀ de 34 % de part et d'autre de la haie (Tiwary *et al.*, 2008). Enfin, en ce qui concerne les bords de route ou d'autoroute, l'association mur solide-haie (présence d'un mur antibruit entre la haie et la route) permet de réduire de façon très sensible la concentration en polluants (Tong *et al.*, 2016), avec une efficacité accrue si le mur est végétalisé (Baldauf, 2017). Ces effets dépendent de la taille des particules et de la vitesse du vent (Steffens *et al.*, 2012).

Néanmoins, en ville dense, et notamment dans le cas des rues canyon, les choses sont plus complexes : un mur végétalisé de 2m de hauteur entre la rue et le trottoir réduit très efficacement la concentration en polluants au niveau des piétons, mais les polluants s'accumulent à 4m de hauteur, ce qui peut altérer la qualité de l'air intérieur des appartements situés aux premiers étages des immeubles. De même, une haie placée entre la rue et le trottoir réduit la pollution à hauteur de piéton, mais cet effet n'est maintenu que sur une quinzaine de mètres en aval de la haie. De plus, la pollution s'accumule en amont, accroissant l'exposition des cyclistes (Morakinyo *et al.*, 2016). La prise en compte de ces effets dans des outils d'aide à la décision comme HedgeDATE (Barwise *et al.*, 2021) est donc utile pour raisonner la nature et le positionnement de la végétation dans les villes. De même, certains modèles de qualité de l'air actuels permettent de prendre en compte le positionnement et les effets aérodynamiques des arbres (Maison *et al.*, 2022a ; 2022b ; 2024).

Porosité de la végétation

La porosité dépend principalement de la surface de feuilles par unité de volume de végétation et des propriétés aérodynamiques des feuilles. Une haie dont le feuillage est très dense a une faible porosité, et ses effets sont voisins de ceux d'un écran imperméable au vent tel qu'un mur. En outre, la porosité d'une haie diminue quand la vitesse du vent est élevée (Janhäll, 2015). Enfin, l'efficacité de capture des particules d'une haie dépend à la fois de sa densité et de la taille des particules concernées : bien que plus dense qu'une haie d'aubépines, une haie d'ifs intercepte moins bien les particules de grande taille (10-20 µm), mais reste plus efficace pour les particules très fines (0,5-3,5 µm) (Tiwary *et al.*, 2006).

Difficultés pour évaluer l'efficacité des aménagements locaux

La revue d'Abhijith *et al.* (2017) montre qu'en situation de rue canyon cette efficacité dépend énormément des environnements locaux et des conditions expérimentales (direction du vent notamment) et, même si quelques situations typiques sont bien identifiées, il est encore difficile de prévoir avec précision l'impact d'un aménagement sur la qualité de l'air. La présence ou non de véhicules en stationnement (Abhijith et Gokhale, 2015) ou l'hétérogénéité des façades, avec ou sans balcons (Karra *et al.*, 2017), induisent d'importantes différences de concentrations en polluants au niveau des piétons. Enfin, bon nombre d'estimations de la capture des polluants par les végétaux en ville sont basées sur de simples modèles de dynamique des fluides qui ne prennent pas en compte les réactions chimiques entre polluants (Zhong *et al.*, 2016).

On retiendra donc que si les arbres d'alignement réduisent au mieux de 20% les niveaux de polluants, ils contribuent dans certains cas à en accroître les concentrations à hauteur de piéton. Les haies plus basses capturent autant de polluants mais freinent moins leur dispersion que les grands arbres (figure 4.1). En zone urbaine moins dense, donc sans effet canyon, les haies peuvent réduire la pollution au niveau des voies piétonnes de 20 à 50% par rapport à une situation sans haie.

► Caractéristiques du végétal influençant la capture de polluants

Outre la densité de surface foliaire, les différences de taille et de forme des feuilles ainsi que de nature des épidermes induisent de grandes différences de capture de polluants

entre espèces végétales. À Londres, selon les espèces, la masse de particules (PM_{10}) captées chaque semaine par une feuille varie de 0,3 à 2,8 g/m² (Shackleton *et al.*, 2010). Les dépôts foliaires sont les plus étudiés, mais il existe également un dépôt sur les branches et les troncs avec un potentiel équivalent pour les PM_{10} (Wang *et al.*, 2024).

Les études théoriques ou expérimentales (Beckett *et al.*, 2000; Räsänen *et al.*, 2014) montrent que les feuilles qui captent le mieux les poussières sont de petite taille, couvertes de poils, d'aspérités (Shackleton *et al.*, 2010) ou de cires (Corada *et al.*, 2021; Perini *et al.*, 2017). Les aiguilles de conifères sont plus performantes que les feuilles d'arbres non résineux (Cai *et al.*, 2017), car leur épaisseur de couche limite est plus faible que celle des feuilles larges, ce qui accroît la probabilité de contact entre leur surface et les particules (Sæbø *et al.*, 2013). Dans une moindre mesure, la densité stomatique peut expliquer des différences de flux de polluants gazeux (Diener et Mudu, 2021).

En moyenne, 65 % des particules captées par les feuilles des arbres d'un parc à Pékin se déposent à la surface des feuilles, alors que 35 % s'accumulent dans les cires. Dans cette étude, les deux espèces qui accumulent le plus de poussières, *Platycladus orientalis* (le thuya de Chine) et *Pinus armandi* (le pin d'Armand), sont celles qui en piègent davantage dans les cires (Xu *et al.*, 2018). La structure des feuilles conditionne également le lessivage des dépôts de particules et l'accumulation des polluants à leur surface (Barwise *et al.*, 2024).

La forme des feuilles intervient également : les feuilles palmées ou lobées captent davantage de particules que les feuilles linéaires ou elliptiques (Weerakkody *et al.*, 2018). Les observations de terrain ne sont pas toujours conformes à ces grandes lignes, le plus souvent en raison de situations climatiques contrastées entraînant plus ou moins de lessivage des polluants par les pluies ou de remise en suspension par le vent (Sæbø *et al.*, 2012; Przybysz *et al.*, 2014).

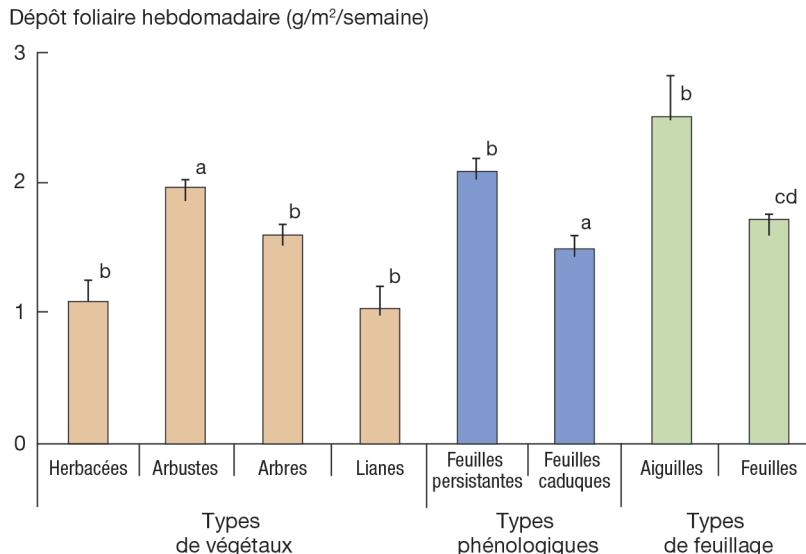


Figure 4.2. Différences de dépôts foliaires selon les types de plantes, méta-analyse de 150 publications concernant 354 espèces végétales (Cai *et al.*, 2017).

Les valeurs de dépôt sont affectées de la même lettre quand elles ne sont pas statistiquement différentes.

Fan *et al.* (2017) montrent clairement qu'il faut donc considérer de façon intégrée les propriétés physiques des feuilles, la densité de feuillage et la hauteur d'un arbre pour pouvoir apprécier ses capacités de capture.

Une méta-analyse des résultats de 150 publications concernant 354 espèces d'arbres urbains (Cai *et al.*, 2017) estime la valeur du dépôt moyen à $1,71 \pm 0,05$ g de particules/m² de feuille et par semaine. Ces valeurs sont comprises entre 0,08 et 0,94 g/m² pour 43,8 % des espèces, et ne sont supérieures à 5 g/m² que pour 7 espèces, la plus efficace étant *Juniperus rigida* (le genévrier rigide). Les autres sources de variabilité sont l'hétérogénéité locale et saisonnière des concentrations en polluants et des microclimats urbains. La figure 4.2, extraite de cette analyse, présente les principales différences entre types de végétaux : les conifères de forme arbustive sont les plus performants pour la capture des particules.

On retiendra donc que la plupart des espèces d'arbres urbains captent 1 à 2 g de particules/m² de feuille/semaine. Il est évident que les végétaux à feuillage persistant sont les plus intéressants, d'autant que la pollution de l'air est souvent plus importante en hiver.

► Capacité des structures végétalisées pour la dépollution de l'air

Il s'agit dans cette section d'examiner les capacités de dépollution de l'air des surfaces végétalisées autres que les arbres et arbustes qui tendent actuellement à se développer dans nos villes. Ce sont ce que les urbanistes appellent les infrastructures végétalisées (*green infrastructures*) : murs, toitures et autres équipements.

Toitures végétalisées

Bien qu'une littérature abondante existe sur ces structures, principalement sur leur rôle thermique (Gago *et al.*, 2013; Berardi *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2014; Francis et Jensen, 2017), nous nous contenterons de les évoquer, car, du fait de leur situation élevée par rapport aux voies de circulation, elles sont relativement éloignées des sources de polluants et sont surtout efficaces pour capter les polluants gazeux. Par exemple, à Chicago (États-Unis) (Yang *et al.*, 2008) et à Toronto (Canada) (Currie et Bass, 2008), les toits végétalisés captent chaque année 8,5 g de polluants (principalement O₃ et NO₂) par mètre carré de toiture. La capture de PM₁₀ varie selon les études entre 0,42 et 9,1 g/m²/an. Elle peut prendre des valeurs significatives quand les toitures sont à faible altitude (immeubles de 3-4 étages). Ainsi, la végétalisation de toutes les toitures de la ville de Manchester (Angleterre) pourrait dépolluer un peu plus de 2 % des PM₁₀ émises (Speak *et al.*, 2012). La comparaison de la qualité de l'air au niveau de toits solaires végétalisés ou conventionnels à Sydney montre une réduction de O₃, mais pas d'effet significatif sur les PM (Irga *et al.*, 2022).

Murs végétalisés

Plus proches des sources, les murs végétalisés offrent des surfaces capables de capter une partie de la pollution émise par le trafic automobile ou ferroviaire. Les études disponibles montrent que les capacités d'interception dépendent fortement des

espèces utilisées et que ces dispositifs captent plus efficacement les particules fines (PM_1 et $PM_{2.5}$) que celles de plus grande taille (PM_{10}) (Ottelé *et al.*, 2010; Weerakkody *et al.*, 2017), principalement parce que les particules fines sont moins facilement lessivées par les eaux de pluie que celles de grande taille (Przybysz *et al.*, 2014; Perini *et al.*, 2017). Dans le meilleur des cas, la végétalisation des murs d'une rue canyon peut réduire la concentration en NO_x de 40 % et celle des PM_{10} de 60 %, ce qui paraît considérable (Pugh *et al.*, 2012). Il est difficile de comparer ce résultat aux autres, car les méthodes expérimentales utilisées font très souvent appel à la microscopie et sont exprimées en nombre de particules par unité de surface, qu'il n'est pas possible de convertir en indicateurs de qualité de l'air, ni en masse de polluants captés par unité de surface de feuille. Une étude indique qu'à l'échelle d'une agglomération (Melbourne, Australie), les arbres sont plus efficaces que les murs végétalisés pour dépolluer l'air (Jayasooriya *et al.*, 2017).

En faisant l'hypothèse que la capture de polluants par une feuille d'un mur végétalisé vaut la moitié de celle d'un arbre, et qu'un mur végétalisé présente entre 0,5 et 3 m^2 de feuilles/ m^2 de mur (Perini *et al.*, 2017), on peut estimer qu'un mur végétalisé capte entre 0,25 et 1,5 g de poussières/ $\text{m}^2/\text{semaine}$. Compte tenu de la surface de murs qu'il est possible de végétaliser, ceci représente une potentialité importante de dépollution de l'air urbain.

Éléments filtrants

Depuis quelques années, plusieurs projets utilisant des éléments végétalisés pour épurer l'air en milieu urbain ont émergé. À notre connaissance, leur efficacité n'a pas été établie par des études scientifiques objectives. En France, peu de projets ont abouti et beaucoup des start-up qui les portaient n'ont pas résisté à la crise sanitaire. On peut néanmoins citer les panneaux végétalisés filtrants, les toitures d'abris voyageurs et les bioréacteurs.

Les *biofilters* sont des panneaux garnis de mousses végétales au travers desquels on force l'air à passer et qui interceptent une partie des particules et des composés gazeux de l'air. Compte tenu de leurs dimensions (le module de base mesure 4 m^2 , correspondant à environ 100 m^2 de surface végétale d'échange), ces dispositifs ne peuvent avoir qu'un effet très local et ponctuel sur la qualité de l'air, et la détermination de leur efficacité n'est pas explicitée par le fabricant.

Quelques expériences analogues de toits d'abris voyageurs ou d'autres structures innovantes ont été menées, mais elles n'ont pas fait l'objet à notre connaissance d'évaluation scientifique de leur efficacité, que ce soit sur le plan de la capture de polluants ou des effets microclimatiques. Compte tenu de la faible surface d'un toit d'abri (de l'ordre de 5 à 6 m^2), l'efficacité est obligatoirement limitée (au maximum quelques grammes de polluants par an).

Des microalgues, placées dans des bioréacteurs bien pourvus en éléments nutritifs et bien éclairés, peuvent fixer par photosynthèse d'importantes quantités de CO_2 (Tsai *et al.*, 2017). Aucune référence ne mentionne si cette efficacité de piège à CO_2 est conservée en air pollué, et si d'autres polluants sont métabolisés par les algues. Ces dispositifs sont *a priori* inefficaces contre les particules fines et sont donc peu pertinents pour réduire la pollution spécifique des environnements urbains.

► Conclusion

La capacité de dépollution de l'air des villes par les végétaux est limitée, et ne peut contribuer à réduire les niveaux de pollution globale que de quelques pour cent. Cependant, des effets assez sensibles ont pu être mesurés localement, notamment en ce qui concerne les haies de bords de voie. Quelques solutions à impact très local existent également, mais leur efficacité ne semble pas avoir été encore clairement démontrée.

En raison de son port, de sa densité de feuillage et des caractéristiques de ses feuilles, chaque espèce végétale dispose d'une aptitude particulière à la capture des polluants. Ces potentialités doivent être utilisées pour concevoir des aménagements urbains capables de réduire la pollution atmosphérique de la façon la plus efficace possible en prenant en compte l'adaptation des espèces candidates aux conditions urbaines (sécheresse et pollution) et en les associant aux autres services écosystémiques recherchés (Kumar *et al.*, 2019). Il faut également tenir compte de leurs potentielles émissions de COV qui interagissent avec les sources anthropiques.

► Références bibliographiques

- Abhijith K.V., Gokhale S., 2015. Passive control potentials of trees and on-street parked cars in reduction of air pollution exposure in urban street canyons. *Environmental Pollution*, 204, 99-108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.013>
- Abhijith K.V., Kumar P., Gallagher J., McNabola A., Baldauf R. *et al.*, 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments: a review. *Atmospheric Environment*, 162, 71-86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- Al-Dabbous A.N., Kumar P., 2014. The influence of roadside vegetation barriers on airborne nanoparticles and pedestrians exposure under varying wind conditions. *Atmospheric Environment*, 90, 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.040>
- Baldauf R., 2017. Roadside vegetation design characteristics that can improve local, near-road air quality. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 52, 354-361. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.03.013>
- Barwise Y., Kumar P., Tiwari A., Rafi-Butt F., McNabola A. *et al.*, 2021. The co-development of HedgeDATE, a public engagement and decision support tool for air pollution exposure mitigation by green infrastructure. *Sustainable Cities and Society*, 75, 103299. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103299>
- Barwise Y., Kumar P., Abhijith K.V., Gallagher J., McNabola A., Watts J.F., 2024. A trait-based investigation into evergreen woody plants for traffic-related air pollution mitigation over time. *Science of The Total Environment*, 914, 169713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169713>
- Beckett K.P., Freer-Smith P.H., Taylor G., 2000. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 6, 995-1003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x>
- Berardi U., GhaffarianHoseini A., GhaffarianHoseini A., 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy*, 115, 411-428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Brantley H.L., Hagler G.S.W., Deshmukh J.P., Baldauf R.W., 2014. Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter. *Sci. Total Environ.*, 468-469, 120-129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.001>
- Cai M., Xin Z., Yu X., 2017. Spatio-temporal variations in PM leaf deposition: a meta-analysis. *Environmental Pollution*, 231, 207-218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.105>
- Chen D., Wang X., Thatcher M., Barnett G., Kachenko A. *et al.*, 2014. Urban vegetation for reducing heat related mortality. *Environmental Pollution*, 192, 275-284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.002>

- Corada K., Woodward H., Alaraj H., Collins C.M., De Nazelle A., 2021. A systematic review of the leaf traits considered to contribute to removal of airborne particulate matter pollution in urban areas. *Environmental Pollution*, 269, 116104. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116104>
- Currie B.A., Bass B., 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11, 409-422. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0054-y>
- Diener A., Mudu P., 2021. How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective - with implications for urban planning. *Sci. Total Environ.*, 796, 148605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148605>
- Fan S.X., Cai Y., Hao P.Y., Dong L., 2017. Dust-retaining capacity of eleven evergreen coniferous trees in Beijing, China. *Acta Horticulturae*, 241-246. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2017.1189.46>
- Francis L.F.M., Jensen M.B., 2017. Benefits of green roofs: a systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 28, 167-176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>
- Gago E.J., Roldan J., Pacheco-Torres R., Ordóñez J., 2013. The city and urban heat islands: a review of strategies to mitigate adverse effects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25, 749-758. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.057>
- Goryainova Z., Vuković G., Urošević M.A., Vergel K., Ostrovnaya T. *et al.*, 2016. Assessment of vertical element distribution in street canyons using the moss *Sphagnum girgensohni*: a case study in Belgrade and Moscow cities. *Atmospheric Pollution Research*, 7, 690-697. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.02.013>
- Goshua A., Akdis C.A., Nadeau K.C., 2022. World Health Organization global air quality guideline recommendations: executive summary. *Allergy*, 77, 1955-1960. <https://doi.org/10.1111/all.15224>
- Irga P.J., Burchett M.D., Torpy F.R., 2015. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment*, 120, 173-181. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.050>
- Irga P.J., Fleck R., Arsenteva E., Torpy F.R., 2022. Biosolar green roofs and ambient air pollution in city centres: mixed results. *Building and Environment*, 226, 109712. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109712>
- Janhäll S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution: deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jayasooriya V.M., Ng A.W.M., Muthukumaran S., Perera B.J.C., 2017. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 34-47. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.007>
- Karra S., Malki-Epshtain L., Neophytou M.K.-A., 2017. Air flow and pollution in a real, heterogeneous urban street canyon: a field and laboratory study. *Atmospheric Environment*, 165, 370-384. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.035>
- Kumar P., Druckman A., Gallagher J., Gatersleben B., Allison S. *et al.*, 2019. The nexus between air pollution, green infrastructure and human health. *Environment International*, 133, 105181. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105181>
- Maison A., Flageul C., Carissimo B., Tuzet A., Sartelet K., 2022a. Parametrization of horizontal and vertical transfers for the street-network model MUNICH using the CFD model Code_Saturne. *Atmosphere*, 13, 527. <https://doi.org/10.3390/atmos13040527>
- Maison A., Flageul C., Carissimo B., Wang Y., Tuzet A. *et al.*, 2022b. Parameterizing the aerodynamic effect of trees in street canyons for the street network model MUNICH using the CFD model Code_Saturne. *Atmos. Chem. Phys.*, 22, 9369-9388. <https://doi.org/10.5194/acp-22-9369-2022>
- Maison A., Lugon L., Park S.-J., Baudic A., Cantrell C. *et al.*, 2024. Significant impact of urban tree biogenic emissions on air quality estimated by a bottom-up inventory and chemistry transport modeling. *Atmos. Chem. Phys.*, 24, 6011-6046. <https://doi.org/10.5194/acp-24-6011-2024>
- Morakinyo T.E., Lam Y.F., Hao S., 2016. Evaluating the role of green infrastructures on near-road pollutant dispersion and removal: modelling and measurement. *J. Environ. Manage.*, 182, 595-605. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.077>

- Mori J., Hanslin H.M., Burchi G., Sæbø A., 2015. Particulate matter and element accumulation on coniferous trees at different distances from a highway. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 170-177. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.09.005>
- Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4, 115-123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Ottelé M., van Bohemen H.D., Fraaij A.L.A., 2010. Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, 36, 154-162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>
- Perini K., Ottelé M., Giulini S., Magliocco A., Roccatiello E., 2017. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecological Engineering*, 100, 268-276. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.032>
- Przybysz A., Sæbø A., Hanslin H.M., Gawroński S.W., 2014. Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Sci. Total Environ.*, 481, 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.072>
- Pugh T.A.M., MacKenzie A.R., Whyatt J.D., Hewitt C.N., 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science & Technology*, 46, 7692-7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Räsänen J.V., Holopainen T., Joutsensaari J., Pasanen P., Kivimäenpää M., 2014. Particle capture efficiency of different-aged needles of Norway spruce under moderate and severe drought. *Canadian Journal of Forest Research-Revue canadienne de recherche forestière*, 44, 831-835. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0068>
- Sæbø A., Hanslin H.M., Baraldi R., Rapparini F., Gawronska H. et al., 2013. Characterization of urban trees and shrubs for particulate deposition, carbon sequestration and BVOC emissions. In: *II International Symposium on Woody Ornamentals of the Temperate Zone* (J. VanHuylbroeck, M.C. VanLabeke, K. VanLaere, eds), *Acta Horticulturae*, 509-516.
- Sæbø A., Popek R., Nawrot B., Hanslin H.M., Gawronska H. et al., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci. Total Environ.*, 427-428, 347-354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>
- Selmi W., Weber C., Rivière E., Blond N., Mehdi L. et al., 2016. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 192-201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Shackleton K., Bell N., Smith H., Davies L., 2010. The role of shrubs and perennials in the capture and mitigation of particulate air pollution in London. Imperial College, Centre for Environmental Policy, London.
- Speak A.F., Rothwell J.J., Lindley S.J., Smith C.L., 2012. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>
- Steffens J.T., Wang Y.J., Zhang K.M., 2012. Exploration of effects of a vegetation barrier on particle size distributions in a near-road environment. *Atmospheric Environment*, 50, 120-128. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.051>
- Tallis M., Taylor G., Sinnott D., Freer-Smith P., 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning*, 103, 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.003>
- Tiwary A., Morvan H.P., Colls J.J., 2006. Modelling the size-dependent collection efficiency of hedgerows for ambient aerosols. *Journal of Aerosol Science*, 37, 990-1015. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2005.07.004>
- Tiwary A., Reff A., Colls J.J., 2008. Collection of ambient particulate matter by porous vegetation barriers: sampling and characterization methods. *Journal of Aerosol Science*, 39, 40-47. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2007.09.011>
- Tong Z., Baldauf R.W., Isakov V., Deshmukh P., Max Zhang K., 2016. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Sci. Total Environ.*, 541, 920-927. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.067>

- Tsai D.D.-W., Chen P.H., Ramaraj R., 2017. The potential of carbon dioxide capture and sequestration with algae. *Ecological Engineering*, 98, 17-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.049>
- Vos P.E.J., Maiheu B., Vankerkom J., Janssen S., 2013. Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental Pollution*, 183, 113-122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Wang M., Qin M., Xu P., Huang D., Jin X., Chen J. *et al.*, 2024. Atmospheric particulate matter retention capacity of bark and leaves of urban tree species. *Environmental Pollution*, 342, 123109. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123109>
- Wania A., Bruse M., Blond N., Weber C., 2012. Analysing the influence of different street vegetation on traffic-induced particle dispersion using microscale simulations. *J. Environ. Manage.*, 94, 91-101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.036>
- Weerakkody U., Dover J.W., Mitchell P., Reiling K., 2017. Particulate matter pollution capture by leaves of seventeen living wall species with special reference to rail-traffic at a metropolitan station. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 173-186. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.07.005>
- Weerakkody U., Dover J.W., Mitchell P., Reiling K., 2018. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- Xu Y., Xu W., Mo L., Heal M.R., Xu X. *et al.*, 2018. Quantifying particulate matter accumulated on leaves by 17 species of urban trees in Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 12545-12556. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1478-4>
- Yang J., Yu Q., Gong P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment*, 42, 7266-7273. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.003>
- Yao Y., Wang Y., Ni Z., Chen S., Xia B., 2022. Improving air quality in Guangzhou with urban green infrastructure planning: an i-Tree Eco model study. *Journal of Cleaner Production*, 369, 133372. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133372>
- Yin S., Shen Z., Zhou P., Zou X., Che S. *et al.*, 2011. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: an experimental approach in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 159, 2155-2163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>
- Zhong J., Cai X.-M., Bloss W.J., 2016. Coupling dynamics and chemistry in the air pollution modelling of street canyons: a review. *Environmental Pollution*, 214, 690-704. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.052>

Chapitre 5

Aménagements paysagers pour réduire les transferts de contaminants d'origine agricole vers le milieu aquatique

Julien Tournebize, Cédric Chaumont

Durant les dernières décennies de génie rural intensif, soutenu par les politiques publiques, le paysage agricole a subi de fortes modifications sous l'effet des remembrements et des opérations de drainage agricole, aboutissant à une simplification des paysages avec pour seul objectif la productivité agricole, fleuron de l'économie française. Restaurer, au sein des bassins versants, les services écosystémiques de régulation des flux, définis par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), devient un nouvel enjeu sociétal et un défi pour la science et les pouvoirs publics. La transition du génie rural au génie écologique peut s'appuyer sur les concepts de solutions fondées sur la nature (SFN), soutenus par les associations (Union internationale pour la conservation de la nature, UICN) et rapidement relayés par la Commission européenne. Les SFN proposent une vision anthropocentrale des bénéfices rendus par la nature pour répondre aux déséquilibres provoqués par l'activité humaine. Les SFN incluent la gestion des espaces et des agrosystèmes naturels, les infrastructures vertes et l'ingénierie écologique (Eggermont *et al.*, 2015).

Depuis les premières définitions proposées par Odum dans les années 1960 (Odum, 1962; Odum *et al.*, 1963), la communauté scientifique s'est structurée autour de cette notion et a proposé une définition qui s'accorde sur quatre axes : protéger/préserver les systèmes écologiques; les restaurer; les modifier/exploiter/adapter pour améliorer les services qu'ils proposent; créer de nouveaux écosystèmes pour la fourniture de services en alternative aux techniques traditionnelles de génie civil ou basées sur des énergies durables (Mitsch, 2012; Barot *et al.*, 2017). Rey *et al.* (2014) introduisent une notion complémentaire de «par et pour le vivant», cohérente avec la typologie d'Eggermont *et al.* (2015) : «Le terme “par le vivant” incite les chercheurs à utiliser les principes de l’écologie, la connaissance du vivant et de ses fonctions pour atteindre leur objectif. L’expression “pour le vivant” indique, quant à elle, que la finalité est bien souvent écologique – la restauration d’un service écosystémique.» Ce concept s'appuie donc sur des fonctions et des processus naturels pour bénéficier des services rendus par biomimétisme ou bio-inspiration. Ce concept interpelle cependant sur l'éthique de la manipulation de la nature à des fins anthropocentriées.

Le concept de zone tampon est dérivé de la mise en œuvre des principes de base du « génie écologique », qui combine les fonctions des écosystèmes et les besoins humains. Les zones tampons sont des interfaces entre les surfaces de production agricole et le milieu récepteur, avec comme fonction principale de filtrer les eaux avant leur arrivée dans le milieu aquatique. Ces zones tampons peuvent être sèches ou humides selon le degré de saturation en eau.

Le statut réglementaire de ces zones intermédiaires entre des espaces naturels et des dispositifs construits reste posé – excepté pour les bandes enherbées, ou dispositif végétalisé permanent (DVP) de bord de cours d'eau. Une zone tampon humide artificielle (ZTHA) en milieu agricole est un bassin de rétention, une mare existante, de profondeur et de hauteur d'eau variables, végétalisés ou pas. Nous incluons dans ces systèmes les zones tampons sans végétation, s'approchant du lagunage, ou avec végétation, se rapprochant de systèmes plus naturels comme les zones humides. C'est la position dans le bassin versant qui confère la propriété de « tampon ». Ainsi, la connexion hydrologique de la zone tampon est un critère indispensable : l'eau doit être interceptée puis retourner au cours d'eau après un séjour variable. Les ZTHA trouvent leur intérêt dans une démarche de complémentarité d'action à deux niveaux : réduction de la pression polluante à la source par une diminution des intrants, et réduction des transferts au sein du bassin versant par l'aménagement d'éléments tampons. En ce sens, les ZTHA peuvent être considérées comme des actions semi-curatives, par opposition aux actions préventives de réduction à la source et aux actions curatives de traitement industriel des eaux en station.

Le développement des ZTHA s'inscrit dans les principes de Mitsch et Jorgensen, (2003) :

- définir plusieurs objectifs à l'aménagement (ex. : régulation des flux, dont la qualité des eaux, biodiversité, connectivité), mais identifier un des objectifs comme prioritaire (la qualité de l'eau dans notre exemple). Les autres objectifs seront considérés comme secondaires. L'aménagement doit être réfléchi pour répondre à une fonction recherchée (dissipation des polluants dans notre cas) ;
- élaborer l'aménagement pour un minimum d'entretien et de maintenance. L'intervention humaine doit être la plus faible possible. L'écosystème (substrats, plantes, microorganismes) doit être développé pour un entretien autonome et suivre sa propre trajectoire écologique (Mitsch et Jorgensen, 2003 ; Odum et Odum, 2003). Ainsi, il est important de limiter les ouvrages de génie civil, de respecter des schémas naturels pour la morphologie ;
- autotrajectoire de l'aménagement. Il faut laisser le temps à l'aménagement de trouver son équilibre et sa propre trajectoire écologique. Une zone tampon ne sera pas fonctionnelle tout de suite, il ne s'agit pas d'accélérer les processus écologiques mais de les stimuler lors de leur implantation. Le temps est nécessaire pour atteindre les conditions optimales de rétention des polluants.

► Stratégie d'interception des eaux de drainage

La connaissance des transferts de polluants, associée au défi de la pression sur l'emprise foncière, nous a conduits à proposer et à tester des stratégies d'interception originales (figure 5.1).

L'opportunité de démarches locales en partenariat avec des agriculteurs, des chambres d'agriculture, des associations citoyennes ou des syndicats a permis de développer

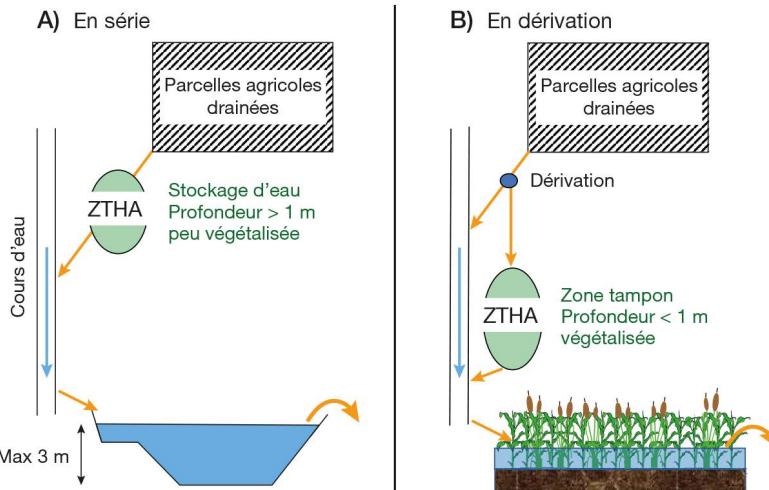


Figure 5.1. Schéma conceptuel d'interception des eaux de drainage (A) en série et (B) en dérivation.

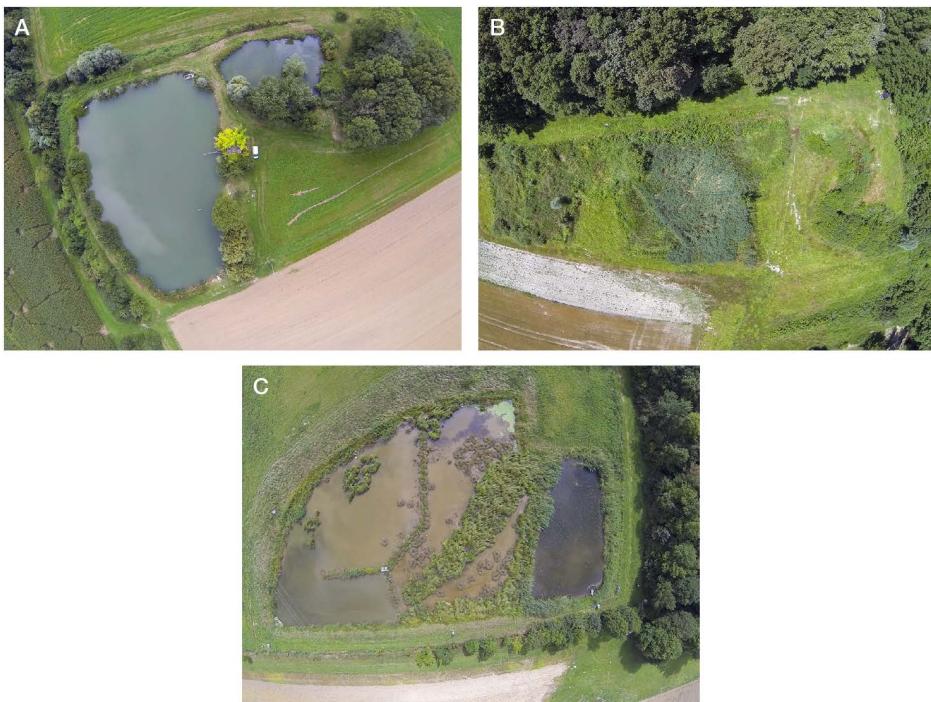


Figure 5.2. Les trois zones tampons expérimentales sur lesquelles s'appuie ce chapitre.

A) Zone tampon en série (amont de 36 ha, surface de 4000 m², volume de stockage de 9000 m³, profondeur maximale de 3 m), site de Chantemerle, en Seine-et-Marne (Tournebize *et al.*, 2013; 2015). B) Zone tampon humide artificielle en parallèle (amont de 46 ha, surface de 1280 m², volume de stockage de 330 m³, profondeur maximale de 0,8 m), site de Bray, en Indre-et-Loire (Tournebize *et al.*, 2013; Passeport *et al.*, 2013b). C) Zone tampon humide de Rambillon, en Seine-et-Marne (amont de 355 ha, surface de 6000 m², volume de stockage de 2550 m³, profondeur maximale de 1,3 m) (Tournebize *et al.*, 2012; Mander *et al.*, 2021) (© INRAE/HYCAR).

rapidement des prototypes réels de ZTHA de configuration déjà transposable. Ainsi, les sites de Bray, Chantemerle et Rampillon ont permis une évaluation *in situ* de la performance épuratrice (figure 5.2). Ce sont les résultats de ces trois expérimentations *in situ* sur lesquels s'appuient les paragraphes décrivant l'évaluation de la performance et les analyses de processus pour réduire les transferts des polluants d'origine agricole nitrate et pesticides.

Dans le cas des ions nitrate, considérant que toutes les eaux de drainage présentent une concentration non nulle, la stratégie en série est recommandée (testé sur le site de Chantemerle). En effet, cette stratégie ne cible aucun écoulement en particulier et permet l'interception de tous les flux provenant du drainage. Or la forte variation des débits implique un dimensionnement élevé capable de tamponner la majorité des flux. Ce surdimensionnement conduit à un volume de stockage temporaire et à une emprise foncière importants. Dans le cas des pesticides, les transferts étant fortement dépendants des traitements au champ et de la réponse hydrologique, cibler le maximum de flux de contaminants dans le minimum de flux d'eau nous a conduits à proposer une stratégie d'interception séquentielle par une gestion dynamique ouverture-fermeture, en parallèle du réseau hydrographique (en dérivation). Dans ce cas, la gestion ouverture-fermeture aux périodes post-applications (novembre et à partir de fin mars) permet de capter les crues, plus faibles pendant ces périodes qu'en saison de drainage intense, et de les stocker pendant un temps plus long. En théorie, cette stratégie garantit un temps de résidence de l'eau plus long.

Concernant le positionnement dans le bassin versant, la dynamique des transferts de nitrate et de pesticides nous conduit à privilégier une implantation au plus proche de la source émettrice, donc des parcelles ou du groupement de parcelles en tête de bassin versant.

► Performance des ZTHA sur l'ion nitrate

L'analyse de la performance ne peut se faire qu'avec une métrologie fiable et rigoureuse. Du fait des fortes variations de concentration en entrée, les suivis ponctuels ne permettent pas une évaluation objective. Ainsi, l'analyse de performance s'appuie sur des protocoles orientés sur la comparaison des flux sur des périodes annuelles. Les flux d'entrée sont comparés aux flux de sortie, et un ratio d'efficacité flux sortant/flux entrant est calculé pour chaque site et configuration.

Rétention en nitrate

Le suivi haute fréquence sur le site de Rampillon montre une forte variabilité de temps de rétention qui dépend du signal hydrologique en entrée, mais aussi de la saison (figure 5.3). Le signal hydrologique influence directement le temps de résidence : pendant les périodes de faibles écoulements, la rétention est plus marquée entre l'entrée et la sortie. Les concentrations mesurées en avril 2015 (entrée 40 mg/l et sortie 5 mg/l, pour un débit de 2 l/s) démontrent que le potentiel d'une ZTHA pour éliminer les ions nitrate peut être très élevé. En revanche, pendant les périodes de crue ou en saison de drainage intense pendant l'hiver, la rétention, quoique positive, s'avère cependant très faible. À ce paramètre hydrologique s'ajoute celui de la température, stimulant les processus de dissipation (dégradation microbienne et absorption végétale). À débit équivalent, la rétention est plus faible en période hivernale qu'en période estivale.

La comparaison sur l'ensemble des périodes de suivi montre une différence moyenne en concentration de 20 mg/l. La fréquence de dépassement de la limite de 50 mg/l (norme de potabilité pour valeur indicative) est réduite de 50% en moyenne. Cependant, dans le cas de Rampillon, du fait d'une gestion dynamique ouverture-fermeture, l'interception des flux de nitrate est très réduite, se limitant à 32% du volume annuel éculé, l'abattement en termes de flux ne s'élève qu'à 4% du flux annuel. Ce point confirme que la stratégie en parallèle avec gestion ouverture-fermeture n'est que peu adaptée au cas de la pollution par le nitrate dans l'exemple de Rampillon, où le stockage potentiel de l'eau ne représente que 7 m³/ha de bassin versant drainé.

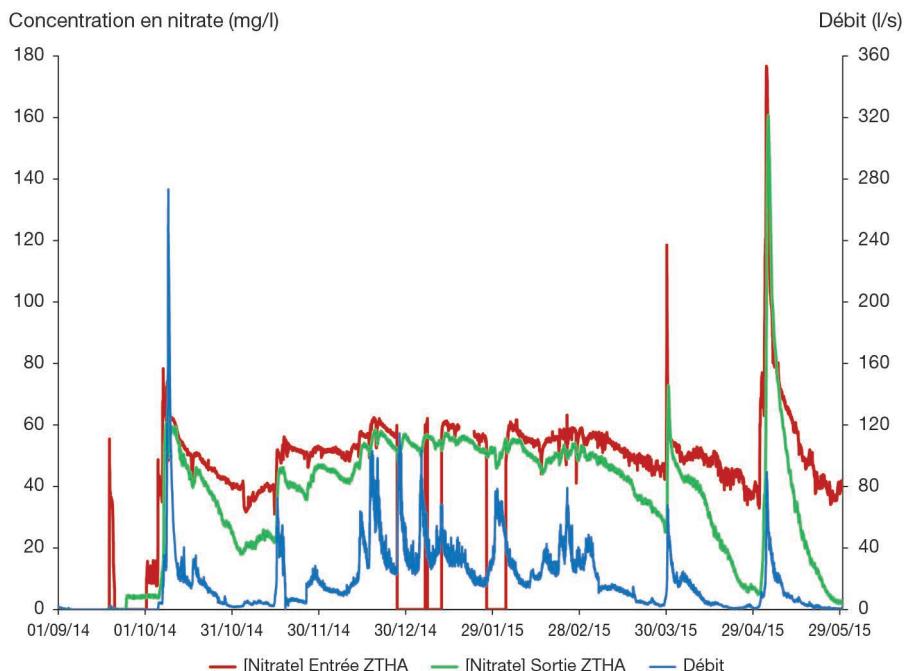


Figure 5.3. Chronique des débits, concentrations entrée-sortie de nitrate sur la ZTHA de Rampillon, saison 2014-2015.

Un suivi pluriannuel sur huit ans du site de Chantemerle permet d'évaluer l'efficacité interannuelle sur une configuration en série, interceptant la totalité des flux. L'abattement des concentrations est très marqué, avec une réduction de 30 mg/l en moyenne sur toute la période. L'interception des écoulements étant totale, cette réduction se traduit par une rétention moyenne de 50% en flux sur les huit années de suivi. Cependant, cette rétention varie de 20 à 70% selon le régime hydrologique ou le bilan climatique annuel. Les années humides, caractérisées par des lames d'eau drainée hivernale élevées, comme en 2007-2008 (154 mm d'écoulement hivernal sur les 182 mm annuels), présentent un abattement limité à 20%, alors que les années plus sèches, comme en 2011-2012, avec une lame d'eau totale de 81 mm, engendrent une rétention maximale supérieure à 70%.

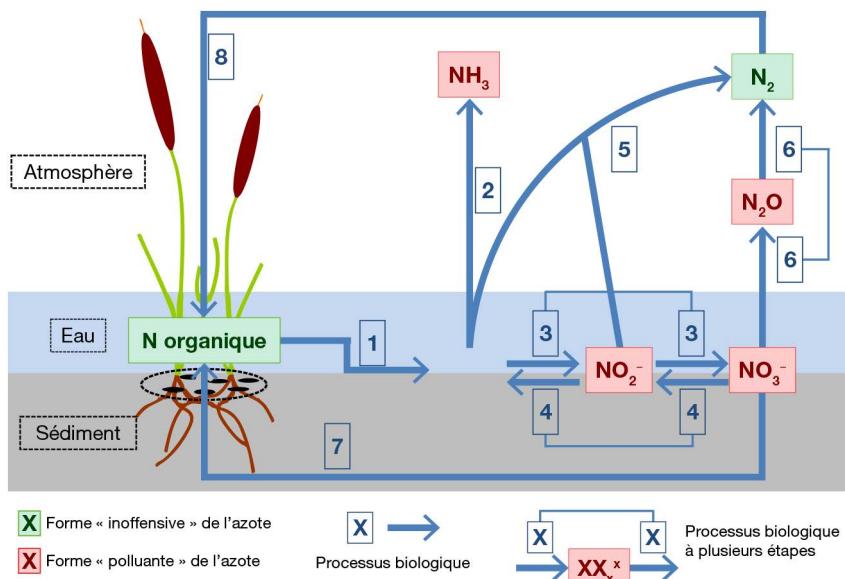
Ces suivis montrent, d'une part, le potentiel réel des ZTHA pour réduire les concentrations et les flux, et, d'autre part, une très forte variabilité de l'efficacité inhérente à tout

écosystème naturel, à l'échelle intrasaisonnière et interannuelle. L'efficacité peut ainsi être totale ou nulle selon les conditions hydrologiques. Il apparaît clairement que le temps de résidence hydraulique et l'effet température sont des paramètres clés de l'efficacité des ZTHA. La configuration en série s'avère plus propice pour le cas des nitrates.

Processus à l'interface sédiment-colonne d'eau

L'interface sédiment-colonne d'eau a été explorée dans le cadre de l'étude sur la ZTHA de Chantemerle. Le suivi corrélé de la teneur en oxygène dissous et des concentrations en nitrate confirme le processus de dénitrification en condition anaérobiose. Les profils de la colonne d'eau montrent aussi une stratification des couches : une couche active dans la dénitrification (< 30 cm) et une couche d'équilibre diffusif au-dessus. Ce résultat nous conduit aussi à préciser l'importance de l'interface sédiment-colonne d'eau dans le processus de dénitrification influençant la concentration jusqu'à 80 cm au-dessus de l'interface.

En effet, l'azote, sous sa principale forme de nitrate provenant des champs agricoles, peut subir plusieurs processus : soit le prélèvement par la végétation, comme un retour à la matière organique (voir section suivante), soit la dénitrification (figure 5.4). Ce processus est une réaction de respiration anaérobiose microbienne permettant la transformation des nitrates (NO_3^-) en diazote (N_2). Les bactéries recourent à ce processus quand la disponibilité en oxygène diminue, notamment à l'interface eau-sédiment de la ZTHA. Les facteurs de stimulation de la dénitrification sont décrits dans la section « Détermination de la vitesse de dénitrification ». Les autres formes d'azote organique ou ammoniacal sont minoritaires dans le cas des eaux agricoles en culture conventionnelle de type céréale.



1 : ammonification, 2 : volatilisation, 3 : nitrification, 4 : DNRA (*dissimilatory nitrate reduction to ammonium*), 5 : anammox (oxydation anaérobique de l'ammonium), 6 : dénitrification, 7 : assimilation, 8 : fixation.

Le rôle de la végétation

Une question revient régulièrement sur le rôle de la végétation dans les processus de rétention, et spécifiquement concernant l'ion nitrate. Le bilan de masse et le calcul du taux d'élimination des nitrates conduisent à estimer l'assimilation par la végétation à 15-30 % et la dénitrification à 70-85 %. Alors que le processus de prélèvement par la végétation est seulement actif pendant la période végétative, la dénitrification, quoique variable en intensité, se produit toute l'année. Sur la ZTHA de Rampillon, nous avons procédé à la quantification de l'azote dans les biomasses présentes pour une couverture moyenne de 39 %. La teneur moyenne en azote des parties souterraines (racines) est de 0,8 % ($\pm 0,58\%$), et celle des parties aériennes (feuille et tige) de 2,7 % ($\pm 0,7\%$). Considérant le caractère annuel des macrophytes, le bilan du stockage annuel a été estimé à 45 kg N/an sur la ZTHA, soit 11 % de la totalité de l'azote qui a été dissipée. Outre l'aspect prélèvement par la biomasse, la végétation intervient activement dans sa décomposition et dans la fourniture du carbone disponible pour la dénitrification.

Pulou *et al.* (2012) montrent ainsi que la source de carbone libéré lors de la décomposition de la végétation joue un rôle stimulateur. La libération rapide du carbone de végétation cellulosique – comme du cresson – sous une forme facilement assimilable stimule la dénitrification, mais sur une courte période liée à la sénescence de la culture. Le carbone du roseau est plus ligneux, et par conséquent moins facilement assimilable, mais diffuse un carbone tout au long de l'année dû à sa lente dégradation. Ces résultats démontrent, d'une part, le rôle indirect de la végétation stimulant l'activité dénitrifiante en fournissant le carbone nécessaire à la réaction et, d'autre part, que la qualité du carbone assimilable est d'importance.

Détermination de la vitesse de dénitrification

Le temps de résidence hydraulique est un paramètre clé. Des cinétiques de dénitrification en laboratoire démontrent qu'en condition optimale cinq jours sont nécessaires (figure 5.5). Une nuance est apportée avec les expérimentations en réacteur *in situ*. Cette méthode originale permet de caractériser la cinétique de dénitrification *in situ* (dans l'écosystème) en condition semi-contrôlée (isolement hydraulique pour maintenir des conditions statiques). Il semble que huit jours soient nécessaires pour consommer 80 % de la masse initialement présente. Cette opération de réacteur *in situ* a été renouvelée sur plusieurs périodes à différentes températures. La dépendance à la température, qui est classiquement admise (loi de van't Hoff), est ainsi vérifiée. Le potentiel de dénitrification passe de 147 mg N-NO₃/m²/j en hiver (T° < 7°C) à 550 mg N-NO₃/m²/j en été (T° > 20°C). Cependant, une des productions intermédiaires de la dénitrification est le protoxyde d'azote (N₂O, figure 5.4). L'étude menée sur la ZTHA de Rampillon a permis de quantifier les flux de gaz à effet de serre à différentes saisons (Mander *et al.*, 2021). Moins de 0,1 % de la quantité de nitrate dénitrifiée est émise en N₂O, ce qui signifie que les bactéries présentes dans la ZTHA vont jusqu'au bout du processus, et que la ZTHA ne transforme pas une pollution aquatique en une pollution atmosphérique.

Les valeurs de dénitrification déterminées sur les sites de Chantemerle (966 mg N-NO₃/m²/j) et de Rampillon (300 mg N-NO₃/m²/j) sont cohérentes avec les chiffres rapportés par Birgand *et al.* (2007). Elles ne correspondent pas aux valeurs les plus fortes, mesurées dans les systèmes épuratoires (Vymazal *et al.*, 2006), mais sont dans la moyenne.

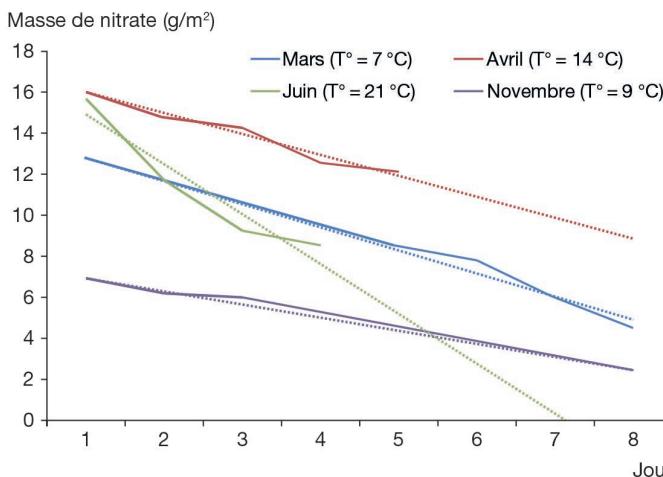


Figure 5.5. Expérimentation de suivi de masse de nitrate par réacteur *in situ* à différentes saisons (site de Rampillon).

► Performance de la ZTHA pour les pesticides

L'évaluation de la performance s'est effectuée à deux niveaux : évaluation interne par comparaison des flux en entrée et en sortie, et évaluation globale incluant la stratégie d'interception pour le cas en dérivation. Les concentrations en pesticides sont réduites en sortie des ZTHA, réduction d'autant plus marquée que les concentrations d'entrée sont élevées. Dans tous les cas, les concentrations en sortie sont proches des standards de qualité des eaux de 0,5 µg/l (seuil fixé pour la potabilité des eaux) pour la somme des pesticides quantifiés. Dans la configuration en série, la forte dilution, induite par le volume du bassin de stockage, ne permet pas de démontrer des processus de rétention, au-delà de l'hypothèse de simple dilution. En général, les pesticides présentant des Koc (coefficients de sorption standardisé) forts (peu mobiles), comme l'aclonifen, l'azoxystrobine, le pendiméthaline et le tébuconazole, ne sont pas détectés en sortie de la ZTHA. Ceci peut aussi s'expliquer par les faibles quantités transférées depuis les parcelles agricoles drainées (<1 g). À l'inverse, les pesticides avec de faibles Koc (très mobiles ou mobiles), comme l'isoproturon, le chlortoluron, le S-métolachlore et le métazachlore, sont faiblement retenus par la ZTHA. Des bilans négatifs sont même observés pour l'iprodione et le chlortoluron, mettant en évidence des processus de remobilisation-relargage (figure 5.6).

Dans la configuration en parallèle, si l'efficacité interne, simple comparaison des flux, montre un réel potentiel de la ZTHA à réduire les flux de pesticides supérieurs à 40% pour le cas de l'isoproturon et jusqu'à 90% pour le prosulfocarbe, l'évaluation de la stratégie d'interception globale est moins positive. En effet, l'interception des flux par la ZTHA en dérivation contrôle l'efficacité globale. Pour les pesticides appliqués au printemps, lors des écoulements peu intenses, la quasi-totalité du flux transite par la ZTHA, conduisant à des efficacités globales proches des efficacités internes. En revanche, pour les pesticides appliqués après l'automne, en période de forts écoulements hivernaux, la stratégie d'interception en dérivation ne permet pas de diriger tous les flux dans la ZTHA. Ainsi, une part non négligeable du flux annuel ne transite pas par la ZTHA, limitant de fait son efficacité globale.

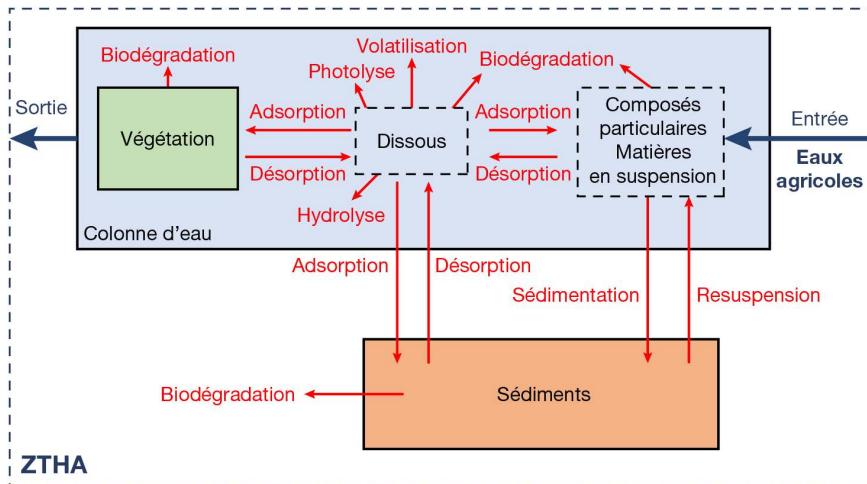


Figure 5.6. Processus impliqués dans la rétention des pesticides dans les ZTHA (d'après Bahi *et al.*, 2023).

L'efficacité semble supérieure pour les molécules aux propriétés de sorption élevées (peu mobiles). Comme souligné par Vymazal et Březinová (2015), la classification des efficacités selon un gradient de mobilité « très mobile » (Koc faible, $< 400 \text{ ml/g}$), « mobile » (Koc intermédiaire, $400-1\,000 \text{ ml/g}$) et « peu mobile » (Koc élevé, $> 1\,000 \text{ ml/g}$) montre l'influence de ce paramètre (figure 5.7).

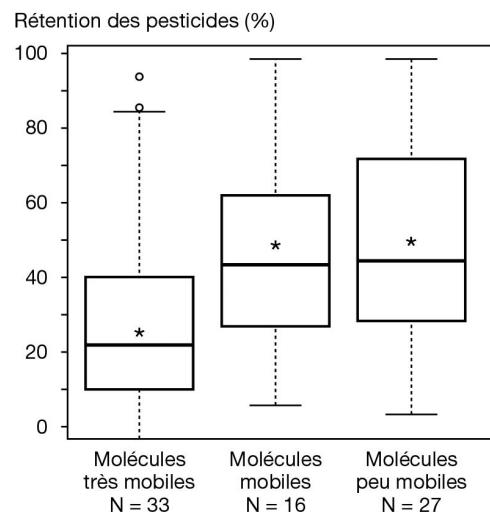


Figure 5.7. Efficacité de rétention mesurée des pesticides selon trois classes de mobilité définies par leur coefficient de sorption (Koc). N représente le nombre de données provenant des sites expérimentaux de Chantemerle, Bray et Rampillon (d'après Tournebize *et al.*, 2017).

L'expérimentation de Rampillon renseigne sur un nombre de pesticides plus important (90 molécules suivies) que les deux sites de Chantemerle et Bray (13 molécules) pour une ZTHA de plus grande taille. Cet échantillonnage plus important permet

ainsi de mieux cerner les comportements des pesticides selon leur famille, voire les matières actives. Pour les herbicides, dont les applications sont les plus importantes, notamment en période de présaison hivernale, les ZTHA présentent une efficacité de 29 % principalement du fait de propriétés de sorption plus faibles. Pour les fongicides, appliqués au printemps à une période plus favorable à la rétention et avec des propriétés de sorption plus élevées, les ZTHA présentent une efficacité de 57 %. Les insecticides et les molluscicides sont moins retenus (< 13 %). En revanche, les régulateurs de croissance, molécules moins complexes chimiquement, sont totalement dégradés. Dans le détail, le tableau 5.1 présente molécule par molécule les gammes d'efficacité de « inefficace » à « 100 % de rétention ». On peut se demander en quoi cette liste, montrant l'intérêt et les limites des ZTHA à la rétention, peut influer sur les pratiques agricoles et sur le conseil en matière de stratégie phytosanitaire.

Tableau 5.1. Gamme d'efficacité mesurée sur les campagnes 2012-2020 sur le site de Rampillon (en italique, les produits de transformation).

Gamme d'efficacité mesurée <i>in situ</i>				
Inefficace	10 à 20 %	20 à 40 %	40 à 60 %	60 à 100 %
Mésotrione	Cyproconazole	Clopyralid	Clomazone	2,4-D
Imazamox	Imidaclopride	Bentazone	Aclonifen	Bénoxacor
Chlortoluron	<i>Atrazine déséthyl</i>	Métamitrone	Diméthénamide	Chlorméquat
Éthofumésate	Mésosulfuron-	Chloridazone	Atrazine	Triflusulfuron-méthyle
Fluroxypyrr	méthyle	Florasulame	S-métolachlore	Éthéphon
2,4-MCPA	Isoproturon	Boscalid	Azoxystrobine	Napropamide
	AMPA	Dimétaglochlore	Diflufenicanil	Tébuconazole
		Nicosulfuron	Lénacile	Époxiconazole
		Propyzamide	Glyphosate	Pendiméthaline
			Propiconazole	Fluoxastrobine
			Quinmérac	Métazachlore

Les résultats expérimentaux menés sur les ZTHA présentent une large gamme d'efficacité selon les molécules. Dans tous les cas, les ZTHA ne sont pas une garantie à 100 % de réduction des transferts, mais elles doivent être intégrées de façon complémentaire aux actions de réduction à la source de la pression. Ce point met en évidence une part inhérente aux SFN : la grande variabilité naturelle des systèmes naturels pour les processus de rétention. Les propriétés de sorption semblent être un paramètre prépondérant dans l'efficacité, pouvant générer des phénomènes réversibles de désorption.

La dégradation microbienne, ou biodégradation (figure 5.6), n'a pas été mise en évidence de façon significative. Dans des expérimentations de laboratoire avec des molécules marquées au carbone 14 dans un système eau-sédiment de ZTHA, Passeport *et al.* (2011a) ont montré que si la quantité de molécules d'époxiconazole avait diminué de 70 % en 177 jours, moins de 5 % de la quantité initiale se retrouvait dans le CO₂ émis (stade final de la minéralisation), et que des produits de transformation s'accumulaient dans le sédiment. Ce résultat pose la question de la durabilité de ce type de solution pour effectivement réduire les flux de molécules de synthèse comme les pesticides.

En matière de mise en œuvre, les sites expérimentaux montrent deux points :

- la comparaison des volumes des ZTHA ($7\text{ m}^3/\text{ha}$ drainés en amont pour les sites de Bray et de Rampillon, et $300\text{ m}^3/\text{ha}$ pour Chantemerle) montre une efficacité supérieure pour les ratios les plus élevés. Cependant, le ratio devrait se situer entre les deux valeurs ; le guide technique (Tournebize *et al.*, 2015) propose une valeur moyenne de $75\text{ m}^3/\text{ha}$ drainés en amont ;
- l'effet superficie du versant intercepté (40ha dans le cas de Bray et de Chantemerle, et 355ha dans le cas de Rampillon) démontre une meilleure efficacité au plus proche de la source, avec un seuil entre 30 et 100ha.

► Conclusion

Aménager l'espace agricole est une des solutions pour réduire les transferts de polluants d'origine agricole comme les ions nitrate ou les pesticides. Ce n'est pas la seule solution. L'aménagement doit se concevoir dans une démarche plus globale de préservation de la ressource en eau. La complémentarité des actions doit être privilégiée en associant les leviers de réduction à la source de l'usage des intrants à l'origine de la pollution (ex. : système de culture, agroécologie) et les leviers d'aménagement du paysage par la mise en œuvre de travaux de renaturation, de zones de dilution, de zones d'interception.

Le concept développé dans ce chapitre se base sur l'interception des flux d'eau par des zones tampons implantées entre les surfaces cultivées et les milieux aquatiques à préserver. S'appuyant sur des processus naturels (ex. : dénitrification, sorption), les résultats présentés démontrent la forte variabilité de l'efficacité pour répondre aux enjeux de protection de la ressource en eau, inhérents à tout système fondé sur la nature. Les deux principaux facteurs qui contrôlent l'efficacité sont la température, activant les processus biologiques, et le temps de séjour hydraulique. Si le premier est difficilement gérable – il est plutôt subi –, le second dépend du dimensionnement de la zone tampon en lien avec la réactivité hydrologique du bassin versant.

Pour une efficacité significative (autour de 80 %), un temps de séjour d'une semaine est un objectif à viser. En pratique, ce paramètre est difficile à anticiper, dépendant fortement des régimes de crues. Cependant, par une approche statistique des données hydrologiques, ce temps de séjour moyen peut être atteignable. À l'intérieur de la zone tampon, que ce soit pour les ions nitrate ou les pesticides, le cœur du réacteur biologique est constitué de l'interface eau-sédiment, favorisant les processus de dénitrification ou de sorption.

La biodégradation des pesticides n'est à ce jour pas démontrée comme étant un processus dominant. Le processus dominant de sorption constitue en fait un piégeage qui pose la question de l'accumulation sur le long terme, voire le très long terme. La végétation joue aussi son rôle, mais indirect, en ralentissant les écoulements, en fournissant un habitat à une biodiversité très riche, spécifique des zones humides, et du carbone pour les processus de dégradation. Enfin, la question des produits de transformation des pesticides (les métabolites) reste posée sur la durabilité et l'intégrité d'une telle solution.

► Références bibliographiques

- Bahi A., Sauvage S., Payraudeau S., Tournebize J., 2023. PESTIPOND: a descriptive model of pesticide fate in artificial ponds: II. Model application and evaluation. *Ecological Modelling*, 484, 110472. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110472>

- Barot S., Yé L., Abbadie L., Blouin M., Frascaria N., 2017. Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 99, 486-495. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071>
- Birgand F., Skaggs R., Chescheir G., Wendell W., 2007. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments: a literature review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 37 (5), 381-487. <https://doi.org/10.1080/10643380600966426>
- Eggersmont H., Balian E., Azevedo J.M.N., Beumer V., Brodin T. *et al.*, 2015. Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe. *GAIA*, 24 (4), 243-248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>
- Mander Ü., Tournebize J., Espenberg M., Chaumont C., Torga R. *et al.*, 2021. High denitrification potential but low nitrous oxide emission in a constructed wetland treating nitrate-polluted agricultural run-off. *Sci. Total Environ.*, 779, 146614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146614>
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Millennium Ecosystem Assessment, Washington, Island Press.
- Mitsch W.J., 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering*, 45, 5-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.013>
- Mitsch W.J., Jørgensen S.E., 2003. *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*, John Wiley & Sons.
- Odum H.T., 1962. Man in the ecosystem. Proceedings of Lockwood Conference on the Suburban Forest and Ecology, Storrs. *CT. Bull. Conn. Agric. Station*, 652, 57-75.
- Odum H.T., Odum B., 2003. Concepts and methods of ecological engineering. *Ecological Engineering*, 20 (5), 339-361. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.08.008>
- Odum H.T., Siler W.L., Beyers R.J., Armstrong N., 1963. Experiments with engineering of marine ecosystems. *Publ. Inst. Marine Sci. Univ. Texas*, 9, 374-403.
- Passeport E., Benoit P., Bergheaud V., Coquet Y., Tournebize J., 2011a. Epoxiconazole degradation from artificial wetland and forest buffer substrates under flooded conditions. *Chemical Engineering Journal*, 173 (3), 760-765. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.044>
- Passeport E., Benoit P., Bergheaud V., Coquet Y., Tournebize J., 2011b. Selected pesticides adsorption and desorption in substrates from artificial wetland and forest buffer. *Environ. Toxicol. Chem.*, 30 (7), 1669-1676. <https://doi.org/10.1002/etc.554>
- Passeport E., Tournebize J., Chaumont C., Guenne A., Coquet Y., 2013a. Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere*, 91 (9), 1289-1296. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.053>
- Passeport E., Richard B., Chaumont C., Margoum C., Liger L. *et al.*, 2013b. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1724-8>
- Pulou J., Tournebize J., Chaumont C., Haury J.J., Laverman A.M., 2012. Carbon availability limits potential denitrification in watercress farm sediment. *Ecological Engineering*, 49, 212-220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.002>
- Rey F., Gosselin F., Doré A., coord., 2014. *Ingénierie écologique : action par et/ou pour le vivant?*, Versailles, Éditions Quæ, coll. Synthèses, 165 p.
- Tournebize J., Chaumont C., Mander U., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, 415-425. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014>
- Tournebize J., Chaumont C., Marcon A., Molina S., Berthault D., 2015. Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage. Version 3. <https://hal.inrae.fr/hal-02605754v1>
- Tournebize J., Gramaglia C., Birmant F., Bouarfa S., Chaumont C. *et al.*, 2012. Co-design of constructed wetlands to mitigate pesticide pollution in a drained catch-basin: a solution to improve groundwater quality. *Irrigation and Drainage*, 61, 75-86. <https://doi.org/10.1002/ird.1655>

Dépollution verte

Tournebize J., Passeport E., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A. *et al.*, 2013. Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, 56, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.001>

Vymazal J., Březinová T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment International*, 75, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>

Vymazal J., Greenway M., Tonderski K., Brix H., Mander U., 2006. Constructed wetlands for wastewater treatment. In: *Wetlands and Natural Resource Management* (Verhoeven J.T.A., Beltman B., Bobbink R., Whigham D.F., eds), *Ecological Studies*, 190, Springer, Berlin, Heidelberg, 69-96. https://doi.org/10.1007/978-3-540-33187-2_5

Partie III

Réhabilitation et valorisation des sols pollués : approches végétales et microbiennes

Chapitre 6

Pollution des sites miniers ou industriels et stratégie de phytostabilisation aidée

Sylvain Bourgerie, Domenico Morabito, Manhattan Lebrun

La gestion des sites pollués est une problématique importante pour notre société, qui hérite d'un passé industriel où les normes de sécurité et de gestion des déchets n'étaient pas ou peu réglementées. Les paysages actuels sont encore marqués par ce passé, où on retrouve un patrimoine industriel abandonné important dont le foncier est fortement impacté par la pollution produite. Il s'agit désormais de réorganiser ces sites pour leur affecter une nouvelle destination. Cela passe tout d'abord par un inventaire qualitatif et quantitatif des polluants présents dans chacun des sites concernés, et par la mise en place de stratégies de remédiation qui doivent limiter la dispersion des polluants présents (voir chapitre 2). Parmi les stratégies utilisant des végétaux (voir chapitre 2), la phytostabilisation est de plus en plus envisagée, notamment quand le niveau de pollution est trop important pour mettre en œuvre une phytoextraction. Elle est donc souvent préférée dans les situations où la priorité est de prévenir la dispersion des polluants vers les eaux souterraines ou leur dispersion par érosion éolienne plutôt que de les en extraire complètement du sol.

La phytostabilisation consiste à immobiliser les polluants dans le sol, empêchant ainsi leur migration. Cette immobilisation se produit au niveau de la rhizosphère grâce à l'action des racines et des microorganismes associés, souvent aidée par des amendements qui améliorent la structure et la fertilité du sol, et réduisent la biodisponibilité des polluants ; on parle de phytostabilisation aidée. La phytostabilisation permet également de restaurer les fonctions écologiques. Dans ce chapitre, nous nous focaliserons sur la phytostabilisation des éléments-traces métalliques (ETM). Nous verrons successivement les mécanismes en œuvre liés aux plantes, qui permettent la stabilisation des ETM, et les différentes stratégies actuellement développées pour améliorer ces mécanismes par l'application d'amendements. Enfin, nous présenterons les mécanismes liés aux microorganismes qui peuvent également contribuer à la mobilité des ETM.

► Mécanismes développés par les plantes qui influencent la mobilité des ETM

Les microorganismes et les racines de végétaux, lors de leur développement, peuvent modifier la mobilité et la disponibilité des ETM qui se trouvent à proximité par la production et la libération de composés organiques (exsudats), qui peuvent contrôler

la spéciation des ETM et donc leur transformation en formes plus ou moins mobiles et toxiques. Cela se fait par des mécanismes chimiques, d'oxydation, de réduction, de méthylation, de déméthylation, de formation de complexes, de biosorption qui favoriseront soit la fixation des ETM à la matrice du sol, soit leur libération et potentiellement leur accumulation dans les microorganismes et les végétaux présents (Mishra *et al.*, 2017).

Les principaux processus en œuvre lors de la phytostabilisation prennent place au niveau de la partie terminale de la racine, où se trouve la coiffe racinaire, qui a pour fonction première la protection de la zone méristématique lors de la pénétration et du cheminement de la racine dans le sol. Pour Hawes *et al.* (2002), la coiffe des racines est une station relais moléculaire multifonctionnelle qui non seulement détecte, intègre et transmet des informations sur l'environnement aux autres organes de la plante, mais permet également de moduler spécifiquement les propriétés du sol lors de la croissance de la racine. Ainsi, la coiffe racinaire répond à l'environnement du sol pour contrôler la direction et l'elongation racinaire, faciliter sa pénétration dans le sol et favoriser un environnement microbien spécifique autour de la racine. Au cours du développement racinaire, la coiffe libère de nombreuses cellules qui se trouvent à sa périphérie et qui sont nommées « cellules frontières » (Hawes *et al.*, 1998), ou « cellules issues de la coiffe associées à la racine » (*root associated cap-derived cells*, AC-DC) (Driouich *et al.*, 2019) quand elles sont libérées dans la rhizosphère. Ce sont des cellules vivantes métaboliquement actives disposant d'une paroi primaire riche en polysaccharides et enrobée de mucilage. L'ensemble mucilage + AC-DC forme le RET (*root extracellular trap*, piège extracellulaire racinaire; Driouich *et al.*, 2013; 2019). Parmi les exsudats racinaires, les composés sécrétés au niveau du RET correspondent à une partie non négligeable du carbone fixé par les plantes au cours de la photosynthèse et exportée vers les racines; on l'estime entre 20% et 40% (Jones *et al.*, 2009).

Parmi les molécules produites au sein du mucilage qui entoure les AC-DC, on trouve :

- des composés de haut poids moléculaire qui sont majoritairement représentés dans ces exsudats tels que des acides nucléiques (ADN extracellulaire) (Wen *et al.*, 2009; Hawes *et al.*, 2011), des peptides, des protéines et des acides gras, parmi lesquels des enzymes (ex. : invertases, β -galactosidases, cellulases), des protéines antimicrobiennes (défensines, peptidases, protéines liées à la pathogénèse, ex. : chitinases) (Badri et Vivanco, 2009; Ma *et al.*, 2010; Weiller *et al.*, 2017) et des glycomolécules (ex. : pectines, protéines arabinogalactanes, extensines, hémicellulose) (Castilleux *et al.*, 2018);
- des composés de bas poids moléculaire (oligomères et métabolites secondaires spécialisés).

Ces molécules, une fois libérées dans la zone proche des racines, vont modifier en particulier le pH rhizosphérique et ainsi moduler la mobilité et l'absorption des ETM par les végétaux.

Ces mécanismes moléculaires développés par les plantes pour faire face aux stress provoqués par les ETM peuvent être affectés par l'état physiologique de la plante lié aux conditions du sol. Par conséquent, une plante fortement impactée par le niveau des polluants du sol ne pourra pas répondre efficacement aux conditions stressantes, par exemple en produisant moins d'exsudats (ou des exsudats dont la composition est différente), ce qui aura un impact sur la mobilité des polluants.

Il est donc important de sélectionner des végétaux qui sont en mesure de tolérer les différents ETM biodisponibles et qui limitent leur transport vers les parties aériennes

(Fitz et Wenzel, 2002), en d'autres termes, qui favorisent leur accumulation au niveau du système racinaire. Par ailleurs, ces végétaux doivent avoir la capacité de se développer, faire un cycle complet de croissance, puis se multiplier sur le site pollué et s'y maintenir sur plusieurs générations afin de coloniser une surface importante de façon durable (Mench *et al.*, 2006; Nandillon *et al.*, 2019). De nombreux auteurs recommandent de sélectionner des espèces végétales indigènes de la région où se trouve le site pollué, et donc adaptées aux conditions pédoclimatiques, surtout si elles possèdent une croissance rapide et un système racinaire capable d'explorer un volume de sol important et profond (Berti et Cunningham, 2000).

Parmi les plantes qui peuvent être utilisées, les Salicaceae (saules et peupliers) sont bien connues comme phytostabilisateurs (Evlard *et al.*, 2014). En particulier, Bart *et al.* (2016) ont montré que *Salix purpurea* L. et *S. viminalis* L. étaient capables de développer un système racinaire, de produire une biomasse aérienne lors de leur mise en culture sur un sol multicontaminé (As, Pb et Sb) et de limiter le transfert des ETM vers les parties aériennes. Dans une étude récente, Oujdi *et al.* (2024) ont réalisé un inventaire de la flore indigène poussant sur un ancien site minier pollué principalement par du Pb et du Zn. Ils ont évalué les teneurs en ETM dans les végétaux et les sols rhizosphériques de 91 plantes représentant 29 familles taxonomiques. À partir du calcul des facteurs de translocation et des facteurs de bioconcentration de ces deux éléments entre le sol et les différents organes des végétaux collectés, ils ont réussi à classer les végétaux en fonction de leur capacité à accumuler spécifiquement ces métaux dans la zone rhizosphérique et à limiter l'envahissement des parties aériennes, ce qui en fait de bons candidats dans le cadre de projets de phytostabilisation. Ainsi, ils montrent que *Aristida pungens*, *Genista tricuspidata* et *Pinus halepensis* offrent des perspectives intéressantes de phytostabilisation pour le Zn et le Pb, avec une accumulation préférentielle de ces ETM dans la zone rhizosphérique et un faible transfert vers les parties aériennes.

Toutefois, dans certains cas, si les sols à traiter sont pauvres d'un point de vue agro-nomique et si les concentrations en ETM sont importantes, il est nécessaire d'appliquer, avant une remédiation biologique, des amendements pour favoriser la mise en place d'un couvert végétal.

► Les amendements en tant que stabilisateurs des ETM

Les amendements, qu'ils soient organiques ou inorganiques, sont très étudiés en recherche et ont montré du potentiel pour stabiliser les polluants et ainsi améliorer la croissance des plantes, et donc le succès du procédé de phytostabilisation.

Les amendements peuvent avoir un effet direct ou indirect sur la mobilité et la disponibilité des ETM. Quelques exemples d'amendements pouvant immobiliser les ETM seront d'abord donnés, puis les mécanismes par lesquels cette immobilisation se fait seront détaillés.

Les amendements stabilisant les ETM

De nombreux amendements peuvent être utilisés, chacun ayant ses propres propriétés physiques et chimiques, et donc ses effets sur le sol et la plante, mais également sur les microorganismes. En tant que stabilisateurs de polluants et améliorateurs de la fertilité du sol, quelques-uns ont montré de très bons résultats.

Le biochar

Produit solide de la pyrolyse de biomasse, il tire sa découverte de la *terra petra* en Amazonie, qui est une couche noire très fine et très fertile s'étant formée *via* l'enfouissement de matière dans le sol (Bezerra *et al.*, 2019). De nos jours, le biochar est produit industriellement, principalement *via* le procédé de pyrolyse (haute température, absence d'oxygène), mais également *via* d'autres procédés tels que la torréfaction et la gazéification. Le biochar est un matériau carboné très poreux et assez fin (de moins de 0,1 mm à quelques millimètres), qui peut être modifié physiquement ou chimiquement. En règle générale, il possède un pH alcalin, une grande surface spécifique (jusqu'à plusieurs mètres par gramme), une CEC (capacité d'échange cationique) élevée, de nombreux pores et des groupes fonctionnels à sa surface (Chen *et al.*, 2019). Des études ont montré son intérêt dans un contexte de phytostabilisation, avec une amélioration de la fertilité du sol (pH, CEC, rétention en eau) et une immobilisation des ETM (Lebrun *et al.*, 2017), donc une meilleure croissance végétale. De plus, ces études ont montré l'importance des propriétés du sol (ex. : pH, texture) (Lebrun *et al.*, 2017 ; 2018a), de la granulométrie du biochar (Lebrun *et al.*, 2018c), de la matière première utilisée pour la fabrication du biochar (Lebrun *et al.*, 2018b), ainsi que des ETM présents (Beesley *et al.*, 2014), dans les effets du biochar sur la phytostabilisation.

Le compost et le fumier

Amendements organiques communément utilisés en agriculture (Kranz *et al.*, 2020), ils résultent des déchets organiques tels que les parties non consommées des plantes, des branches d'arbre, les déjections d'animaux. Ils sont caractérisés par : une haute teneur en matière organique et en nutriments, la présence de microorganismes (participant à leur dégradation) et un pH neutro-basique. Le principal avantage du compost et du fumier est leur forte teneur en matière organique et en nutriments, ce qui augmente la fertilité du sol et donc la croissance des plantes. Des études ont montré la capacité du compost et du fumier à immobiliser les ETM (Lebrun *et al.*, 2019 ; 2021). Cependant, les bénéfices vont également dépendre de nombreux paramètres, au même titre que le biochar. En particulier, du fait de leur forte teneur en matière organique, qui interagit avec As et Cu, ces amendements ont montré des effets négatifs sur ces deux éléments, induisant leur mobilisation (Lebrun *et al.*, 2019).

La boue rouge

C'est un déchet de mine d'extraction d'aluminium. Environ 120 millions de tonnes de boue rouge sont générées chaque année dans le monde, qui doivent être traitées et éliminées. Un moyen de réduire ce besoin de traitement des déchets est de tirer parti des caractéristiques de ce matériau, c'est-à-dire de son pH très alcalin, de sa forte teneur en silice, en aluminium, en fer et en calcium, et de l'utiliser pour améliorer des sols dégradés (Wang et Liu, 2021). La boue rouge est de plus en plus étudiée comme amendement, permettant également son recyclage. L'ajout de boue rouge à des sols contaminés post-industriels et post-miniers a démontré une efficacité élevée de celle-ci à immobiliser à la fois les cations et les anions. En conséquence, l'application de boue rouge a montré des bénéfices en termes de croissance de la plante et de production de biomasse (Lebrun *et al.*, 2021). Cependant, la boue

rouge peut induire des effets négatifs. Par exemple, son pH très élevé peut entraîner une trop forte alcalinisation du sol et donc un stress pour la plante. De même, sa forte conductivité électrique peut conduire à un stress salin. Enfin, ses concentrations importantes en éléments tels que Fe, Al et Cr, qui peuvent être relargués dans la solution du sol, peuvent entraîner une nouvelle pollution. Une réglementation vis-à-vis de cet amendement est donc nécessaire, et des prétraitements peuvent être réalisés pour permettre son application.

L'association d'amendements

Ces trois amendements, présentant des propriétés contrastées, ont montré des bénéfices en termes de mobilité des ETM et de croissance de la plante, mais ils ont également montré, dans certains cas, des effets négatifs. Un moyen de pallier ces effets négatifs, mais également d'accroître les effets positifs, est de combiner les amendements. En effet, ces amendements agissant de manières différentes, cela permet d'avoir différents mécanismes d'action et donc de meilleurs résultats.

Les mécanismes directs et indirects de stabilisation des ETM

Les amendements cités plus haut peuvent immobiliser les ETM *via* des mécanismes directs et indirects (figure 6.1).

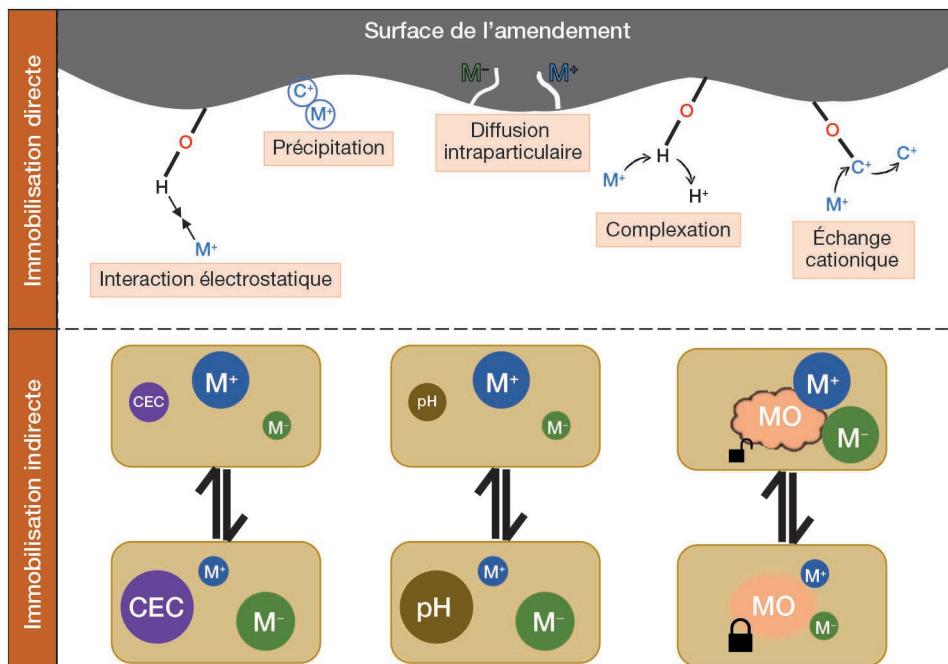


Figure 6.1. Mécanismes directs et indirects de l'immobilisation des éléments-traces par les amendements.

La taille des cercles est indicative de la valeur du paramètre pour la CEC, le pH et la MO, tandis qu'elle indique la quantité de mobilisation pour les éléments-traces. Le cadenas fermé indique que la MO est non mobile, tandis que le cadenas ouvert indique que la MO est mobile. M⁻ : élément-trace anionique ; M⁺ : élément-trace cationique ; C⁺ : cation ; MO : matière organique ; CEC : capacité d'échange cationique.

Les mécanismes directs sont liés aux propriétés de surface des amendements et peuvent être de nature chimique ou physique. Parmi les mécanismes chimiques, on peut décrire :

- les groupes fonctionnels chargés négativement bordant la surface des amendements, qui peuvent interagir avec les ETM chargés positivement ; on parle d'interaction électrostatique, hydrophobique ou de type π - π (Sochacki *et al.*, 2024) ;
- les ions H^+ libérés de la surface, qui vont se complexer avec les ETM ;
- les cations présents à la surface, qui vont précipiter avec les ETM ou bien être remplacés par des ETM de charges identiques.

Le mécanisme physique, principalement décrit chez le biochar, concerne la diffusion des ETM au sein des pores (diffusion intraparticulaire).

Les mécanismes indirects sont principalement liés aux modifications des propriétés du sol par l'ajout d'amendement. En effet, la dynamique des ETM est très dépendante des propriétés physico-chimiques du sol. En agissant sur certaines de ses propriétés, il est donc possible d'immobiliser les ETM. Parmi les mécanismes indirects, on retrouve :

- la modification du pH du sol : les cations sont immobilisés à pH basique, les anions à pH neutre (Lebrun *et al.*, 2019) ;
- la modification de la CEC du sol : une CEC élevée favorise l'immobilisation des cations sur les particules de sol (Dai *et al.*, 2017) ;
- un ajout de matière organique (MO) : la MO peut former des complexes avec les ETM et ainsi les rendre plus ou moins mobiles, en fonction de la phase de la MO (Touceda-Gonzalez *et al.*, 2017) ;
- une modification de la communauté microbienne (Lebrun *et al.*, 2021) qui peut influencer la dynamique des ETM (voir paragraphe suivant).

► Mécanismes développés par les microorganismes

La phytostabilisation assistée peut également faire appel à l'utilisation de microorganismes pour stimuler la croissance des plantes dans les sols pollués. Il a été démontré qu'il s'agit d'une stratégie efficace pour l'assainissement des sols pollués par les ETM, les polluants organiques ou d'autres types de polluants. Les microorganismes interviennent à plusieurs niveaux : ils contribuent à l'amélioration de la fertilité du sol, ils participent à la détoxicification des polluants et facilitent l'absorption des nutriments par les plantes.

À propos du comportement des microorganismes face aux ETM, l'étude de la littérature montre deux scénarios opposés. Certains microorganismes réduisent la toxicité des ETM vis-à-vis des plantes en diminuant leur accumulation dans celles-ci, tandis que d'autres augmentent la quantité d'ETM extraits par les plantes en augmentant soit la biomasse des plantes (effet de dilution), soit la concentration des ETM accumulés dans les plantes, en agissant sur leur biodisponibilité dans le sol. Certains champignons et bactéries, en particulier des AMF (*arbuscular mycorrhizal fungi*, ou champignons mycorhiziens à arbuscules) et des PGPR (*plant growth promoting rhizobacteria*, ou rhizobactéries favorisant la croissance des plantes), ont un rôle particulier dans l'augmentation ou la diminution de l'accumulation des ETM dans les plantes.

Rôles des PGPR et des AMF

Les bactéries associées aux racines des plantes jouent un rôle essentiel dans la nutrition et la résistance des plantes grâce à divers mécanismes mutualistes.

Les PGPR et les AMF influencent la croissance et le développement des plantes de deux façons principales.

Effets directs

Les PGPR favorisent l'absorption des nutriments et de l'eau, ce qui augmente la biomasse des plantes (Belimov *et al.*, 2004). Cela est rendu possible grâce à la production d'hormones de croissance végétale, comme l'acide indole-acétique, les gibbérellines et les cytokinines. En outre, les PGPR stimulent la croissance par divers mécanismes tels que : la production de sidérophores, qui améliorent la disponibilité du fer ; la sécrétion d'enzymes spécifiques et d'acides organiques, facilitant la solubilisation du phosphore ; la fixation de l'azote atmosphérique (N_2) ; et la protection contre la toxicité des ETM.

Effets indirects

Les PGPR contribuent également à la protection des plantes en produisant des antibiotiques qui inhibent les agents pathogènes du sol, réduisant ainsi les maladies affectant les cultures. En combinant ces effets directs et indirects, les PGPR renforcent la croissance et la résilience des plantes face aux contraintes environnementales.

Les AMF sont présents dans la plupart des sols et sont des symbiotiques des plantes dans 97 % des cas. Les AMF associés aux racines améliorent généralement la croissance des plantes dans un sol non fertile en augmentant globalement la surface d'échange entre la plante et le sol (Smith et Reed, 1997). Les AMF ont été principalement étudiés pour leur rôle dans la croissance des plantes, grâce à l'absorption plus importante de phosphore dans les sols (Smith et Reed, 1997).

Effets des microorganismes sur la quantité d'ETM accumulés par les plantes

L'extraction plus faible des ETM par les plantes inoculées avec des microorganismes peut révéler la biosorption des ETM par les inoculants eux-mêmes. Ainsi, il a été démontré que *Bacillus subtilis* SJ-101 biosorbait le Ni à un taux de 244 mg/g de masse cellulaire sèche (Zaidi *et al.*, 2006), ce qui peut contribuer à réduire les effets phytotoxiques des ETM en « partageant » la charge de Ni. Dans une autre étude, il a été montré que *Mesorhizobium huakuii* (Ike *et al.*, 2008) et les souches bactériennes isolées de la jacinthe d'eau (So *et al.*, 2003) favorisent également l'immobilisation du Cd et du Cu sur les bactéries, au lieu de stimuler leur translocation.

La fixation des ETM dans les structures mycorhiziennes (vacuoles) et l'immobilisation des ETM dans la mycorhiosphère peuvent également contribuer à atténuer la phytotoxicité des ETM en réduisant leur accumulation dans la plante. Les AMF peuvent en outre modifier la mobilité du Zn en augmentant le pH (moins de Zn disponible dans la solution du sol, et donc moins de Zn dans les racines et les tiges) (Bi *et al.*, 2003). Dans les sols pollués, les plantes capables de s'associer aux AMF devraient bénéficier d'avantages sélectifs en tant que plantes pionnières (Khan et Scullion, 2000), et les AMF sont déjà utilisés pour stimuler la revégétalisation (Chen *et al.*, 2007).

Utilisation des microorganismes en bioaugmentation

Les microorganismes utilisés pour les expériences de bioaugmentation proviennent de divers environnements. La plupart des microorganismes ont été isolés de sols

présentant différents niveaux de pollution en ETM. Certains d'entre eux ont été isolés de la rhizosphère des plantes utilisées par la suite pour l'extraction des ETM, comme *Alyssum murale* (Abou-Shanab *et al.*, 2006). Les microorganismes isolés ont été cultivés *ex situ* dans des milieux de culture synthétiques enrichis, puis utilisés comme inoculats pour la bioaugmentation des sols. En général, les bactéries rhizosphériques sont plus tolérantes aux ETM que les bactéries du sol non rhizosphériques. Cette différence suggère un enrichissement sélectif des souches résistantes aux ETM probablement induit par une plus grande disponibilité de ces éléments à proximité des racines par rapport aux zones plus éloignées du système racinaire.

Dans la plupart des cas, les microorganismes ont été sélectionnés avant tout en fonction de leur capacité à tolérer certains ETM, et non en fonction de leur compétitivité vis-à-vis des microorganismes indigènes du sol, basée en partie sur leur taux de croissance, ce qui est essentiel dans les expériences de bioaugmentation. La plupart des études ont testé des concentrations élevées de microorganismes pour l'inoculation. La bioaugmentation est généralement mise en œuvre avec des suspensions cellulaires (cellules libres). Dans certains cas, cependant, certaines formulations d'inoculants ont été testées. La survie et la colonisation du sol par les microorganismes introduits n'ont été que peu étudiées, bien que cette condition préalable soit essentielle pour garantir le succès du processus couplant la bioaugmentation et la phytoremédiation. Un déclin des populations bactériennes inoculées en quelques jours suite à un stress biotique (compétition avec la microflore du sol et broutage par les protozoaires) et abiotique (ex. : déficit hydrique) est souvent rapporté.

Le taux d'ETM extrait par les plantes n'est le plus souvent pas corrélé à la taille de l'inoculum (Rai *et al.*, 2004). Cependant, l'activité de l'inoculant dans le sol est tout aussi importante que la densité cellulaire. L'état physiologique de la plante associée à l'inoculant joue également un rôle important.

Lors de l'utilisation de microorganismes dans ces approches de remédiation, la préoccupation majeure est la survie et la colonisation du sol par les inoculants constitués de cultures pures ou de consortia microbiens. En effet, la bioaugmentation échoue très souvent en raison du faible taux de survie des microorganismes inoculés. La capacité des microorganismes à proliférer dans le sol après la bioaugmentation n'est pas suffisamment prise en compte, car la performance, l'activité et la persistance sont liées aux caractéristiques phénotypiques des microorganismes et aux procédures d'inoculation.

► Conclusion

La phytostabilisation assistée s'impose aujourd'hui comme une stratégie prometteuse et durable pour la réhabilitation des sites miniers et industriels fortement contaminés par les ETM. Cette approche exploite les capacités naturelles des plantes à immobiliser les polluants dans la rhizosphère, limitant ainsi leur dispersion dans l'environnement. L'efficacité de cette méthode repose sur une sélection rigoureuse de plantes tolérantes aux ETM, capables de survivre dans des conditions extrêmes et de maintenir un couvert végétal durable.

L'apport d'amendements organiques ou inorganiques, tels que le biochar, le compost ou la boue rouge, joue un rôle clé en modifiant les propriétés physico-chimiques du sol, favorisant à la fois la croissance des plantes et l'immobilisation des polluants.

Néanmoins, leur utilisation requiert une évaluation fine des effets potentiels, notamment les risques de relargage de certains éléments toxiques.

Enfin, l'intégration de microorganismes bénéfiques, notamment les PGPR et les AMF, renforce les processus de phytostabilisation en améliorant la nutrition des plantes, en réduisant la biodisponibilité des ETM, et en participant activement à la restructuration microbienne des sols pollués. Toutefois, des défis subsistent, notamment concernant la survie et l'efficacité des inoculants microbiens sur le long terme.

Dans un contexte où la reconversion des friches industrielles devient une priorité environnementale et sociétale, la phytostabilisation aidée, combinant végétaux adaptés, amendements ciblés et soutien microbiologique, représente une solution écologique intégrée et adaptable aux spécificités locales des sites pollués.

► Références bibliographiques

- Abou-Shanab R.A.I., Angle J.S., Chaney R.L., 2006. Bacterial inoculants affecting nickel uptake by *Alyssum murale* from low, moderate and high Ni soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (9), 2882-2889. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.045>
- Badri D.V., Vivanco J.M., 2009. Regulation and function of root exudates. *Plant, Cell & Environment*, 32, 666-681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01926.x>
- Bart S., Motelica-Heino M., Miard F., Joussein E., Soubrand M. *et al.*, 2016. Phytostabilization of As, Sb and Pb by two willow species (*S. viminalis* and *S. purpurea*) on former mine technosols. *Catena*, 136, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.008>
- Beesley L., Inneh O.S., Norton G.J., Moreno-Jimenez E., Pardo T. *et al.*, 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environ. Pollut.*, 186, 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.026>
- Belimov A.A., Kunakova A.M., Safranova V.I., Stepanok V.V., Yudkin L.Y. *et al.*, 2004. Employment of rhizobacteria for the inoculation of barley plants cultivated in soil contaminated with lead and cadmium. *Microbiology*, 73, 99-106. <https://doi.org/10.1023/B:MICL.0000016377.62060.d3>
- Berti W.R., Cunningham S.D., 2000. Phytostabilization of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment* (I. Raskin, B.D. Ensley, eds), John Wiley & Sons, New York, 71-88.
- Bezerra J., Turnhout E., Vasquez I.M., Rittl T.F., Arts B. *et al.*, 2019. The promises of the Amazonian soil: shifts in discourses of Terra Preta and biochar. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 21 (5), 623-635. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2016.1269644>
- Bi Y.L., Li X.L., Christie P., 2003. Influence of early stages of arbuscular mycorrhiza on uptake of zinc and phosphorus by red clover from a low-phosphorus soil amended with zinc and phosphorus. *Chemosphere*, 50 (6), 831-837. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00227-8)
- Castilleux R., Plancot B., Ropitaux M., Carreras A., Leprince J. *et al.*, 2018. Cell wall extensins in root-microbe interactions and root secretions. *Journal of Experimental Botany*, 69, 4235-4247. <https://doi.org/10.1093/jxb/ery238>
- Chen B.D., Zhu Y.G., Duan J., Xiao X.Y., Smith S.E., 2007. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings. *Environ. Pollut.*, 147 (2), 374-380. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.027>
- Chen W., Meng J., Han X., Lan Y., Zhang W., 2019. Past, present, and future of biochar. *Biochar*, 1, 75-87. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00008-3>
- Dai Z., Zhang X., Tang C., Muhammad N., Wu J. *et al.*, 2017. Potential role of biochars in decreasing soil acidification-a critical review. *Sci. Total Environ.*, 581, 601-611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.169>
- Driouich A., Follet-Gueye M.L., Vicré-Gibouin M., Hawes M., 2013. Root border cells and secretions as critical elements in plant host defense. *Curr. Opin. Plant Biol.*, 16, 489-495. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2013.06.010>

- Driouich A., Smith C., Ropitaux M., Chambard M., Boulogne I. *et al.*, 2019. Root extracellular traps versus neutrophil extracellular traps in host defence, a case of functional convergence? *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 94, 1685-1700. <https://doi.org/10.1111/brv.12522>
- Evlard A., Sergeant K., Ferrandis S., Printz B., Renaud J. *et al.*, 2014. Physiological and proteomic responses of different willow clones (*Salix fragilis* × *alba*) exposed to dredged sediment contaminated by heavy metals. *Int. J. Phytoremediation*, 16 (7-12), 1148-69. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.821448>
- Fitz W.J., Wenzel W.W., 2002. Arsenic transformations in the soil/rhizosphere/plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J. Biotechnol.*, 99, 259-278. [https://doi.org/10.1016/s0168-1656\(02\)00218-3](https://doi.org/10.1016/s0168-1656(02)00218-3)
- Hawes M.C., Bengough G., Cassab G., Ponce G., 2002. Root caps and rhizosphere. *J. Plant Growth Regul.*, 21, 352-367. <https://doi.org/10.1007/s00344-002-0035-y>
- Hawes M.C., Brigham L.A., Wen F., Woo H.H., Zhu Y., 1998. Function of root border cells in plant health: pioneers in the rhizosphere. *Annu. Rev. Phytopathol.*, 36, 311-327. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.36.1.311>
- Hawes M.C., Curlango-Rivera G., Wen F., White G.J., Vanetten H.D. *et al.*, 2011. Extracellular DNA: the tip of root defenses? *Plant Sci.*, 180, 741-745. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2011.02.007>
- Ike A., Sriprang R., Ono H., Murooka Y., Yamashita M., 2008. Promotion of metal accumulation in nodule of *Astragalus sinicus* by the expression of the iron-regulated transporter gene in *Mesorhizobium huakuii* subsp. *rengei* B3. *J. Biosci. Bioengineering*, 105 (6), 642-648. <https://doi.org/10.1263/jbb.105.642>
- Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D., 2009. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant Soil*, 321, 5-33. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>
- Khan M., Scullion J., 2000. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. *Environmental pollution*, 110 (1), 115-125. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00288-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00288-2)
- Kranz C.N., McLaughlin R.A., Johnson A., Miller G., Heitman J.L., 2020. The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils: a concise review. *J. Environ. Manage.*, 261, 110209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110209>
- Lebrun M., Macri C., Miard F., Hattab-Hamblin N., Motelica-Heino M. *et al.*, 2017. Effect of biochar amendments on As and Pb mobility and phytoavailability in contaminated mine technosols phytoremediated by *Salix*. *J. Geochem. Explor.*, 182, 149-156. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.016>
- Lebrun M., Miard F., Hattab-Hamblin N., Bourgerie S., Morabito D., 2018a. Assisted phytoremediation of a multi-contaminated industrial soil using biochar and garden soil amendments associated with *Salix alba* or *Salix viminalis*: abilities to stabilize As, Pb, and Cu. *Water Air Soil Pollution*, 229, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3816-z>
- Lebrun M., Miard F., Nandillon R., Léger J. C., Hattab-Hamblin N., Sciappa G. S. *et al.*, 2018b. Assisted phytostabilization of a multicontaminated mine technosol using biochar amendment: Early stage evaluation of biochar feedstock and particle size effects on As and Pb accumulation of two Salicaceae species (*Salix viminalis* and *Populus euramericana*). *Chemosphere*, 194, 316-326. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.113>
- Lebrun M., Miard F., Nandillon R., Hattab-Hamblin N., Scippa G.S. *et al.*, 2018c. Eco-restoration of a mine technosol according to biochar particle size and dose application: study of soil physico-chemical properties and phytostabilization capacities of *Salix viminalis*. *J. Soils Sediments*, 18, 2188-2202. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1763-8>
- Lebrun M., Miard F., Nandillon R., Scippa G.S., Bourgerie S. *et al.*, 2019. Biochar effect associated with compost and iron to promote Pb and As soil stabilization and *Salix viminalis* L. growth. *Chemosphere*, 222, 810-822. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.188>
- Lebrun M., Nandillon R., Miard F., Le Forestier L., Morabito D. *et al.*, 2021. Effects of biochar, ochre and manure amendments associated with a metallicolous ecotype of *Agrostis capillaris* on As and Pb stabilization of a former mine technosol. *Environ. Geochem. Health*, 43, 1491-1505. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00592-5>
- Ma W., Muthreich N., Liao C., Franz-Wachtel M., Schütz W. *et al.*, 2010. The mucilage proteome of maize (*Zea mays* L.) primary roots. *Journal of Proteome Research*, 9, 2968-2976. <https://doi.org/10.1021/pr901168v>

- Mench M., Vangronsveld J., Beckx C., Ruttens A., 2006. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Environ. Pollut.*, 144, 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.011>
- Mishra J., Singh R., Aroa NK., 2017. Alleviation of heavy metal stress in plants and remediation of soilby rhizosphere microorganisms. *Front. Microbiol.*, 8, 1706. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01706>
- Nandillon R., Lahsegue O., Miard F., Lebrun M., Gaillard M. *et al.*, 2019. Potential use of biochar, compost and iron grit associated with *Trifolium repens* to stabilize Pb and As on a multi-contaminated technosol. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 182, 109432. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109432>
- Oujdi M., Chafik Y., Boukroute A., Bourgerie S., Sena-Velez M. *et al.*, 2024. Exploring phytoremediation potential: a comprehensive study of flora inventory and soil heavy metal contents in the Northeastern mining districts of Morocco. *Plants*, 13 (13), 1811. <https://doi.org/10.3390/plants13131811>
- Rai U.N., Pandey K., Sinha S., Singh A., Saxena R. *et al.*, 2004. Revegetating fly ash landfills with *Prosopis juliflora* L.: impact of different amendments and *Rhizobium* inoculation. *Environment International*, 30 (3), 293-300. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00179-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00179-X)
- Smith S.E., Read D.J., 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*, 2nd ed., Academic Press, San Diego.
- So L.M., Chu L.M., Wong P.K., 2003. Microbial enhancement of Cu²⁺ removal capacity of *Eichhornia crassipes* (Mart.). *Chemosphere*, 52 (9), 1499-1503. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00488-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00488-0)
- Sochacki A., Lebrun M., Minofar B., Pohořelý M., Vithanage M. *et al.*, 2024. Adsorption of common greywater pollutants and nutrients by various biochars as potential amendments for nature-based systems:laboratorytestsandmolecular dynamics. *Environ. Pollut.*, 343, 123203. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123203>
- Touceda-González M., Álvarez-López V., Prieto-Fernández Á., Rodríguez-Garrido B., Trasar-Cepeda C. *et al.*, 2017. Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. *J. Environ. Manage.*, 186, 301-313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.019>
- Wang M., Liu X., 2021. Applications of red mud as an environmental remediation material: a review. *J. Hazard Mater.*, 408, 124420. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124420>
- Weiller F., Moore J.P., Young P., Driouich A., Vivier M.A., 2017. The Brassicaceae species *Helophilus coronopifolia* produces root border-like cells that protect the root tip and secrete defensin peptides. *Ann. Bot.*, 119, 803-813. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw141>
- Wen F., White G.J., VanEtten H.D., Xiong Z., Hawes M.C., 2009. Extracellular DNA is required for root tip resistance to fungal infection. *Plant Physiol.*, 151, 820-829. <https://doi.org/10.1104/pp.109.142067>
- Zaidi S., Usmani S., Singh B.R., Musarrat J., 2006. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*, 64 (6), 991-997. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.057>

Chapitre 7

Pollution des sols par les hydrocarbures, biodégradation microbienne et rôle des plantes

*Aurélie Cébron, Thierry Beguiristain, Marc Crampon,
Marie-Paule Norini, Pierre Leglize*

Les hydrocarbures pétroliers représentent 54 % des polluants identifiés dans les sols en France (Ademe, 2016). Leur présence provient principalement d'activités anthropiques industrielles anciennes et actuelles *via* des épandages, accidentels ou non, ou des retombées atmosphériques. Ils peuvent être d'origine soit diagénétique (pétroles bruts), soit pétrogénique (issus du raffinage), soit pyrolytique (combustion incomplète de la matière organique). Classés selon leur structure (nombre et agencement des atomes de carbone) et leurs propriétés physico-chimiques (ex. : solubilité, volatilité, hydrophobicité, viscosité), ils se répartissent en trois groupes : les alcanes (hydrocarbures aliphatiques) à chaînes linéaires ou ramifiées, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les concentrations en hydrocarbures dans les sols sont généralement faibles (quelques microgrammes par kilogramme de sol), mais elles peuvent atteindre plusieurs centaines de milligrammes par kilogramme sur des friches industrielles (Barnier *et al.*, 2014). Dans ces sols anthropisés, ils coexistent souvent avec des pollutions métalliques (ex. : plomb, cadmium, zinc) et peuvent avoir de forts impacts sur la santé humaine et sur les organismes vivant dans les sols (Alegbeleye *et al.*, 2017). Par exemple, ils perturbent la reproduction et la survie des vers de terre, réduisent la germination et la croissance des plantes et provoquent la disparition de certains microorganismes essentiels au recyclage des matières organiques.

Dans les sols, une petite fraction peut être volatilisée (hydrocarbures aliphatiques légers $< C_{12}$) ou transférée aux milieux aquatiques. La majorité s'adsorbe sur les constituants organiques et minéraux, réduisant leur biodisponibilité et expliquant leur persistance dans l'environnement (Northcott et Jones, 2001). Leur transformation et leur dégradation peuvent toutefois intervenir grâce à l'activité des microorganismes. En effet, une contamination en hydrocarbures favorise l'émergence de communautés microbiennes hydrocarbonoclastes (capables de biodégrader les hydrocarbures), intéressantes pour la bioremédiation.

La bioremédiation est un procédé de dépollution à faible technologie et non invasif, utilisant les organismes vivants pour détoxifier ou dégrader les polluants en composés moins toxiques ou non toxiques (Megharaj *et al.*, 2011). La phytoremédiation, couplant microorganismes et plantes, devrait se déployer davantage en raison de son faible impact environnemental, son faible coût et sa bonne efficacité (Alegbeleye *et al.*, 2017). Cependant, elle est jusqu'à aujourd'hui peu choisie par les professionnels du traitement des sols, qui préfèrent avoir recours aux techniques physiques et chimiques, lesquelles représentent plus de 75 % des traitements en France (Ademe, 2015).

Ce chapitre analyse les stratégies de bioremédiation et de phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. La première section examine les capacités métaboliques des microorganismes (bactéries, champignons et consortia microbiens) pour biodégrader ces hydrocarbures. La seconde présente le rôle des plantes dans la transformation et la disponibilité des hydrocarbures ainsi que leurs interactions avec les microorganismes en symbiose et dans leur rhizosphère. La troisième section traite de l'optimisation de la phytoremédiation par la sélection de plantes et de microorganismes. Enfin, les défis à surmonter pour déployer la phytoremédiation *in situ* seront discutés.

► **Métabolismes microbiens de biodégradation des hydrocarbures et application en bioremédiation**

L'efficacité de biodégradation des hydrocarbures par les microorganismes, souvent réalisée en présence d'oxygène (métabolisme aérobie) dans les sols, est fonction de la nature et de l'hydrophobie des polluants. Ainsi, les alcanes linéaires sont plus aisément biodégradés que les alcanes ramifiés et les hydrocarbures aromatiques à faible poids moléculaire. Les HAP sont, eux, plus difficilement biodégradés.

Biodégradation par les bactéries

Le métabolisme bactérien de minéralisation (transformation du contaminant organique en dioxyde de carbone, eau et biomasse cellulaire) est le processus majeur de dégradation des hydrocarbures (figure 7.1). Dans ce processus, les hydrocarbures sont utilisés comme source de carbone et d'énergie. De nombreux genres bactériens appartenant aux protéobactéries (ex. : *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Sphingomonas*), aux actinobactéries (ex. : *Arthrobacter*, *Mycobacterium*) et aux firmicutes (ex. : *Bacillus*, *Paenibacillus*) ont été décrits et isolés pour leur capacité de biodégradation des hydrocarbures (Van Beilen *et al.*, 2003 ; Johnsen *et al.*, 2005). Les alcanes et les monoaromatiques sont dégradés relativement facilement par un grand nombre de genres bactériens, alors que seules quelques souches dégradent des HAP à quatre cycles et plus. La première étape de transformation est réalisée par des enzymes de type monooxygénases ou dioxygénases (figure 7.1). Les n-alcanes peuvent être oxydés soit par des alcane-monooxygénases alkB, soit par des cytochromes P450 monooxygénases (Abbasian *et al.*, 2015). Les HAP sont oxydés au niveau d'un des cycles benzéniques par des dioxygénases (Gibson et Parales, 2000). Les BTEX sont oxydés par des monooxygénases ou des dioxygénases *via* les voies « tol » et « tod » (El-Naas *et al.*, 2014). L'ensemble des voies de biodégradation mène à des intermédiaires du cycle des acides tricarboxyliques (cycle de Krebs) par la voie de la bêta-oxydation. Par ailleurs, la biodégradation des hydrocarbures peut aussi être réalisée par co-métabolisme,

en utilisant une autre source de carbone. Ainsi, la bactérie *Pseudomonas saccharophila* minéralise le benzo[a]pyrène en utilisant le phénanthrène comme substrat de croissance (Nzila, 2013).

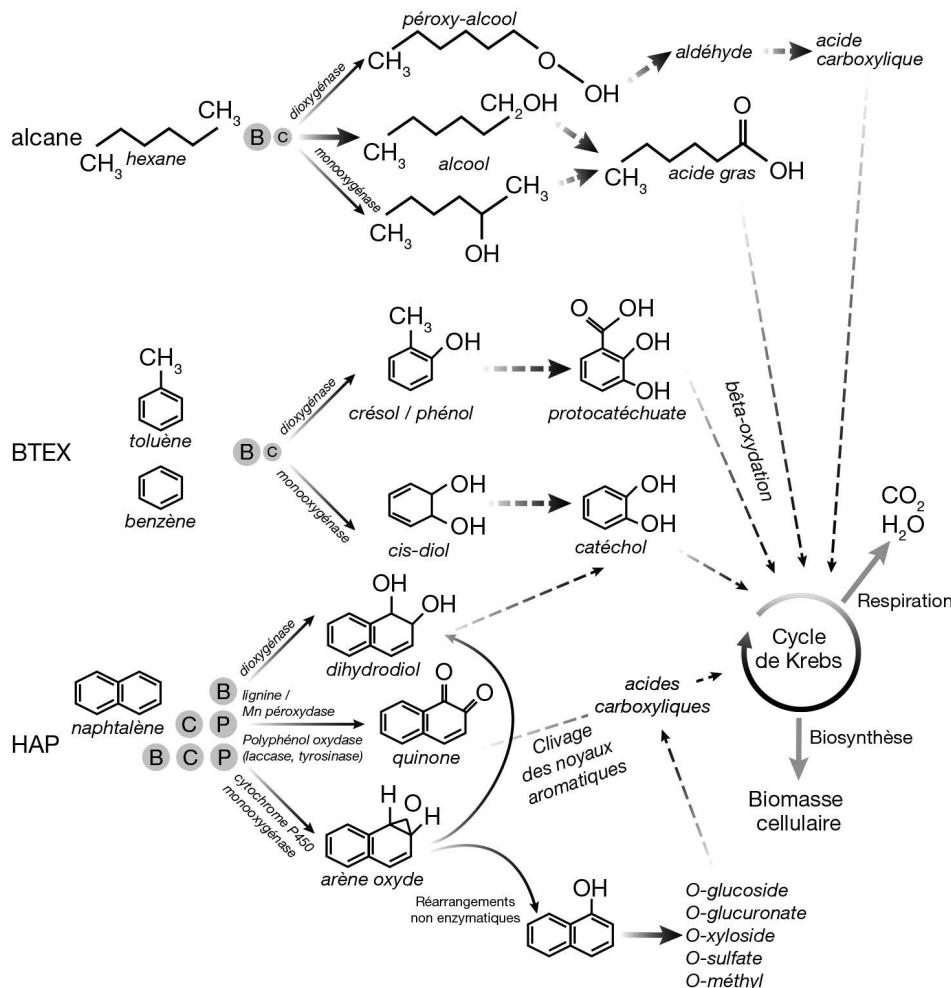


Figure 7.1. Principaux mécanismes enzymatiques de dégradation des hydrocarbures (alcane, BTEX et HAP) en aérobiose, chez les bactéries, les champignons et les plantes.

Les cercles représentent les bactéries (B), les champignons (C) et les plantes (P). La taille des cercles est représentative de leur importance pour chaque processus. L'épaisseur des flèches indique la fréquence à laquelle ces voies sont rencontrées chez ces organismes.

Biodégradation par les champignons

De nombreux genres fongiques, dont *Talaromyces*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Cephalosporium*, *Penicillium*, *Trichocladium* ou *Achremonium*, sont capables de dégrader les hydrocarbures (figure 7.1; Haritash et Kaushik, 2009). Toutefois, ils sont rarement utilisés comme source de carbone. Les champignons ligninolytiques (champignons décomposeurs du bois, ou pourriture blanche) peuvent dégrader les HAP grâce aux

enzymes telles que les lignines peroxydases, les peroxydases dépendantes du manganèse, les phénol-oxydases (laccases, tyrosinases), ou les époxydes hydrolases (figure 7.1 ; Haritash et Kaushik, 2009). Outre la biodégradation, les champignons peuvent absorber les HAP dans leur mycélium au sein de vésicules (Thion *et al.*, 2012), facilitant ainsi leur transport dans les sols et l'accès des HAP pour les bactéries (Banitz *et al.*, 2013).

Biodégradation par des consortia

Des consortia bactériens ou bactériens-fongiques peuvent être plus efficaces pour minéraliser les hydrocarbures, et notamment lorsqu'il s'agit de mélanges (Gupta *et al.*, 2016). Par exemple, la co-inoculation de 6 souches bactériennes était plus efficace pour dégrader les alcanes, dans un sol pollué par du diesel, que les mêmes souches seules (Ghazali *et al.*, 2004). Ce phénomène peut s'expliquer par une complémentarité métabolique entre les microorganismes ou des rôles différents de chacune des souches (production de biosurfactants ou biodégradation) (Atakpa *et al.*, 2022).

► Rôle des plantes dans la dynamique des hydrocarbures

Bien que les plantes pionnières telles que le bouleau ou les graminées soient couramment retrouvées sur les friches industrielles, il n'existe pas de plantes spécifiquement adaptées aux sols pollués par les hydrocarbures.

Transformation des hydrocarbures par les plantes

Même si les plantes n'ont pas la capacité de dégrader spécifiquement les hydrocarbures, ceux-ci peuvent être dégradés de manière non spécifique par des enzymes végétales libérées dans le sol (laccases, peroxydases et déshydrogénases) (figure 7.1). L'anthracène et le phénanthrène sont ainsi dégradés par les peroxydases du sorgho et de la luzerne (Dubrovskaya *et al.*, 2017). Certains hydrocarbures, moyennement hydrophobes, peuvent également être absorbés par les plantes et détoxifier (séquestration, transformation) (Schröder et Collins, 2002). Toutefois, cette absorption reste limitée, représentant pour le ray-grass une accumulation d'anthracène de 0,16 % dans les racines à partir d'un sol contaminé à 5 g/kg (Binet *et al.*, 2000).

La plante peut aussi augmenter la disponibilité des hydrocarbures par la sécrétion d'acides organiques (malate, citrate et oxalate; Vasquez-Cuevas *et al.*, 2020) ou de biosurfactants (saponines; Yao *et al.*, 2023), permettant d'accroître leur dégradation par les microorganismes.

Stimulation de la biodégradation dans la rhizosphère : la rhizoremédiation

Le rôle majeur des plantes réside dans l'accélération de la dégradation des polluants organiques au sein de leur rhizosphère, zone de sol sous l'influence des racines; cela correspond à la rhizoremédiation (Hoang *et al.*, 2021). En effet, dans la rhizosphère, l'abondance et l'activité microbienne sont supérieures par rapport au sol environnant grâce à : l'apport d'exsudats racinaires riches en carbone, l'aération du sol et la régulation de l'humidité. En retour, les microorganismes améliorent la croissance des plantes (fourniture d'éléments nutritifs, protection contre les agents pathogènes et dégradation des contaminants, réduisant leur toxicité).

De nombreuses études ont montré une efficacité supérieure des microorganismes présents dans la rhizosphère de différentes espèces végétales à dégrader les hydrocarbures (Abdulha *et al.*, 2020).

Rôle des symbioses mycorhiziennes et des endophytes

Les sols de friches industrielles historiquement pollués en hydrocarbures ne sont généralement pas favorables à la croissance des plantes en raison de leur faible fertilité physique et chimique (Séré *et al.*, 2017). Dans ce contexte, les organismes symbiotiques, comme les champignons mycorhiziens, les bactéries fixatrices d'azote (Rhizobiaceae) ou les microorganismes endophytes (présents dans les racines), peuvent favoriser la croissance des plantes en améliorant leur nutrition et leur résistance aux stress (Leyval et Binet, 1998). Ainsi, des champignons endophytes de couleur brune (pseudomycorhizes) permettent à leur plante hôte de résister aux stress biotiques et abiotiques (Akhtar *et al.*, 2022). De plus, des bactéries endophytes (ex. : *Pseudomonas putida* PD1) associées au saule ou au ray-grass permettent de réduire la teneur en phénanthrène du sol (Khan *et al.*, 2014).

► Optimisation de la phytoremédiation

Pour optimiser la mise en place de la phytoremédiation, certains choix doivent être faits sur le type de plante, les amendements à faire, ou encore le type de microorganismes à apporter pour s'adapter au mieux à chaque site.

Choix des plantes

Lors du choix des plantes, six paramètres doivent être pris en compte : la tolérance aux polluants et aux conditions édaphiques du site, la morphologie et la profondeur du système racinaire, une biomasse élevée, une croissance rapide, la présence sur le site (organisme indigène) et la facilité de récolte pour une valorisation économique ultérieure (figure 7.2).

Les espèces de la famille des Poaceae (graminées) et des Fabaceae (légumineuses) sont souvent sélectionnées, car elles ont une croissance rapide, une grande tolérance aux hydrocarbures et un système racinaire fibreux dense qui pénètre assez profondément dans le sol, permettant de le décompacter et de l'oxygénier. Si la pollution est plus profonde, les arbres de la famille des Salicaceae (saules et peupliers) sont les meilleurs candidats, car ils sont faciles à propager (boutures), ont une croissance rapide, une tolérance aux environnements stressants, produisent une biomasse importante et génèrent des systèmes racinaires profonds et étendus. Ces différentes plantes développent également des relations symbiotiques. Ainsi, l'association d'une légumineuse avec une bactérie fixatrice d'azote et le champignon mycorhizien *Funneliformis mosseae*, ou du saule des vanniers avec des champignons mycorhiziens à arbuscules, a permis d'améliorer l'efficacité de la phytoremédiation de sols pollués par des HAP par rapport aux plantes cultivées seules (Ren *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2023).

Choix des microorganismes

Si la bioremédiation est réalisée avec des microorganismes indigènes et sans apport d'amendement, on parle alors d'atténuation naturelle. En revanche, elle peut être

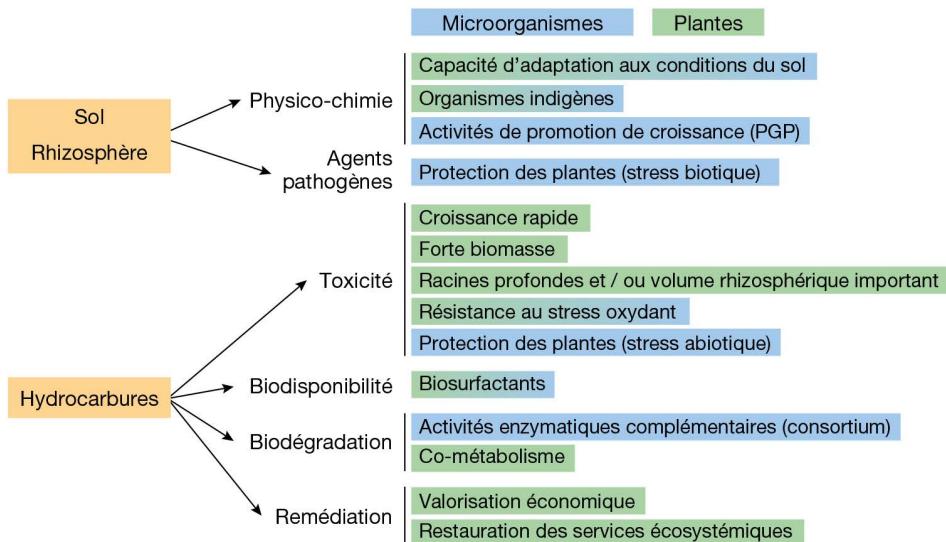


Figure 7.2. Propriétés intéressantes des plantes (en vert) et des microorganismes (en bleu) en phytoremédiation des hydrocarbures (mélange vert-bleu lorsque les propriétés sont communes aux deux). Ces propriétés sont utiles pour favoriser l'adaptation et la colonisation des sols contaminés, résister à la présence de contaminants et biodégrader les hydrocarbures.

optimisée par des actions de biostimulation en amplifiant l'activité microbienne *via* l'ajout de nutriments (solution nutritive constituée d'azote, de phosphore et de potassium, similaire à de l'engrais), d'oxygène, ou par l'ajustement du pH (Langenbach, 2013), et/ou en augmentant la biodisponibilité des hydrocarbures par l'ajout de surfactants. Peuvent aussi être envisagées des actions de bioaugmentation *via* l'inoculation de souches microbiennes isolées du sol du site ou d'autres sites. Les microorganismes sélectionnés peuvent être capables de dégrader les hydrocarbures et/ou de produire des biosurfactants et/ou d'avoir des activités de promotion de croissance des plantes.

Les bactéries dégradant les hydrocarbures

Des essais de phytoremédiation avec de la luzerne (*Medicago sativa* L.) inoculée avec une bactérie (*Pseudomonas aeruginosa*) ont montré une augmentation de la biodégradation des hydrocarbures de 47 % à 68 %, une meilleure croissance de la luzerne et l'atténuation du stress dû aux hydrocarbures en 90 jours de culture (Agnello *et al.*, 2016). Dans le cas d'une pollution par un mélange complexe, l'inoculation avec un consortium semble plus efficace pour la dégradation (Anza *et al.*, 2019). Ainsi, un essai de phytoremédiation avec du vétiver inoculé avec un consortium de cinq souches bactériennes (*Bacillus subtilis*, *B. atrophaeus*, *Plantibacter auratus*, *P. resinovorans* et *Staphylococcus pasteuri*) montre l'amélioration de la croissance des plantes et de la dégradation du pétrole (plante seule 77 %, et 85 % avec la bioaugmentation) (Kiamarsi *et al.*, 2020). Certaines bactéries produisent également des biosurfactants (rhamnolipides par *P. aeruginosa*, tréhalose par *Rhodococcus* sp.) permettant d'accroître la biodisponibilité des hydrocarbures. Ainsi, la co-inoculation d'une souche de *B. subtilis*, produisant un biosurfactant lipopeptidique avec un consortium bactérien dégradant les hydrocarbures, a amélioré de 50 % la dégradation de diesel (Mnif *et al.*, 2015).

Les bactéries promotrices de croissance des plantes (PGP)

Chez les plantes, le stress oxydatif dû à la présence d'hydrocarbures, limitant la croissance des plantes, peut également être réduit par l'inoculation de bactéries PGP et tolérantes aux hydrocarbures (Hou *et al.*, 2015). Ainsi, dans un sol pollué aux hydrocarbures, l'inoculation d'un consortium bactérien composé de cinq souches PGP (des genres *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, et *Serratia*), fixatrices d'azote, solubilisant le phosphate, ou produisant des phytohormones ou des sidérophores, a conduit à une augmentation de biomasse de l'herbacée *Distichlis spicata* plus de six fois supérieure par rapport au traitement non inoculé (Xia *et al.*, 2020).

Les champignons saprophytes

Les champignons basidiomycètes de la pourriture blanche, tels que *Bjerkandera adusta*, *Irpea lacteus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Pleurotus eryngii* ou *Trametes versicolor*, sont plébiscités dans des essais de bioremédiation appelés « mycoremédiation » (Treu et Falandyz, 2017). Par exemple, l'inoculation de *P. chrysosporium* permet de doubler l'efficacité de dégradation des hydrocarbures en 21 jours par rapport à un sol non inoculé (Brodkorb et Legge, 1992). Les champignons filamentueux tels que *Aspergillus*, *Fusarium* ou *Penicillium* sont également efficaces pour dégrader les HAP (Zheng et Obbard, 2003) ou le pétrole brut (Balaji *et al.*, 2014).

Les champignons mycorhiziens

Bien que l'implication directe des champignons mycorhiziens dans la dégradation des hydrocarbures n'ait pas été démontrée, l'inoculation de champignons mycorhiziens à arbuscules (AMF, voir chapitre 6) peut favoriser la croissance des plantes, stimuler l'activité microbienne dans la rhizosphère et donc la dissipation des hydrocarbures, tels que les HAP (Shi *et al.*, 2023). L'inoculation de la luzerne avec les champignons *Funneliformis mosseae* et *Claroideoglomus etunicatum*, ou du saule avec ces mêmes champignons ou avec *Glomus intraradices* (nouvellement renommé *Rhizophagus irregularis*), montre respectivement une dégradation de 88% du pyrène et de 98% du phénanthrène (Gao *et al.*, 2011) et de 62% du benzo[a]pyrène (Li *et al.*, 2023). Bien que certains champignons ectomycorhiziens aient montré en culture pure des capacités de dégradation des HAP, il semble que leur potentiel de rhizoremédiation soit limité (Meharg et Cairney, 2000).

► Challenge de la phytoremédiation *in situ*

Changement d'échelle : des essais de laboratoire à l'application *in situ*

Des essais de phytoremédiation des hydrocarbures sont menés en pots au laboratoire, en conditions contrôlées, optimisant ainsi les paramètres de croissance des plantes (éclairage, arrosage, température, photopériode, fertilisation, microorganismes ajoutés). Toutefois, le même soin ne peut pas être apporté aux plantes sur le terrain. De plus, certaines études réalisées au laboratoire utilisent des sols artificiellement pollués par une ou quelques molécules modèles, alors qu'*in situ* les sols sont pollués par des mélanges d'hydrocarbures et des pollutions anciennes avec une faible disponibilité. Pour répondre à cet enjeu, l'ajout de surfactants, de souches bactériennes produisant des biosurfactants ou d'amendements peut permettre d'augmenter

la disponibilité des hydrocarbures (Hussain *et al.*, 2018). Enfin, la germination des graines et la croissance des plantes sont souvent plus limitées en condition *in situ* que dans les essais au laboratoire. En effet, *in situ*, de nombreux paramètres (ex. : multi-contamination, teneur en argile, température du sol, humidité, pH, salinité, carences en nutriments) peuvent impacter négativement le développement des plantes. Il est donc recommandé de bien caractériser les sols avant d'envisager la phytoremédiation afin de prévoir des traitements complémentaires (chaulage, lavage, amendements) et de sélectionner les plantes et les microorganismes les plus adaptés.

Législation

Il n'existe pas en France de cadre légal réglementant l'inoculation d'une souche ou d'un consortium microbien à des fins de bioremédiation. En pratique, lors d'un traitement de sol par bioaugmentation, le responsable du traitement fournit au responsable du site un certificat garantissant que les microorganismes inoculés ne sont ni génétiquement modifiés, ni pathogènes. Un antibiogramme peut également être demandé. Dans l'idéal, il faudrait pouvoir suivre le devenir des souches microbiennes introduites au cours du temps pendant et à l'issue du procédé de remédiation (Dueholm *et al.*, 2015).

Avantages indirects de la phytoremédiation

Au-delà du processus de biodégradation, la phytoremédiation présente d'autres avantages par rapport aux autres techniques : traitement *in situ* sans excavation ni transport des terres (étapes faisant de ces terres un déchet avec une réglementation spécifique); coût et entretien limités; réduction de l'érosion des sols. La création de parcelles en phytoremédiation permet également de recréer des espaces urbains végétalisés sur les friches industrielles, conduisant à réduire les impacts négatifs des îlots de chaleur et à augmenter l'esthétique de ces sites délaissés. Ces espaces naturalisés sont également propices au développement d'une riche biodiversité en favorisant par exemple les insectes pollinisateurs. La phytoremédiation est aussi un moyen de rétablir de nombreux services écosystémiques, tels que la séquestration de carbone (grâce aux plantes), la régulation du cycle de l'eau ou la production de biomasse (non alimentaire).

► Conclusion

La phytoremédiation, technique peu onéreuse et applicable à de grandes surfaces, est une approche innovante pour la gestion des sols pollués aux hydrocarbures. Elle possède une bonne acceptation sociétale et présente des avantages écologiques et environnementaux. Dans le cas des pollutions aux hydrocarbures, l'utilisation des plantes vise principalement à activer et à renforcer les activités microbiennes au sein de la rhizosphère. Sans intervention spécifique, la phytoremédiation spontanée peut s'apparenter à de l'atténuation naturelle et permet également de limiter le transfert de polluants aux autres compartiments de l'environnement.

Les processus de biodégradation peuvent être optimisés (phytoremédiation assistée) en combinant la sélection de plantes adaptées au type d'environnement à décontaminer avec l'inoculation de microorganismes hydrocarbonolastes, produisant des biosurfactants pour accroître la biodisponibilité des hydrocarbures, ou favorisant la croissance des plantes en limitant le stress lié aux contaminants. Ces choix doivent être guidés par la biodiversité présente sur le site en privilégiant la sélection de plantes

et de microorganismes indigènes. L'efficacité de la mise en place de traitements de phytoremédiation *in situ* nécessite cependant une bonne connaissance des contraintes édaphiques et une phase de test et de validation au laboratoire des prétraitements nécessaires et des associations plantes-microorganismes sélectionnées. Enfin, ces approches de phytoremédiation nécessitent un suivi et un entretien régulier qu'il faut prendre en compte dans les coûts de mise en place de tels traitements.

► Références bibliographiques

- Abbasian F., Lockington R., Mallavarapu M., Naidu R., 2015. A comprehensive review of aliphatic hydrocarbon biodegradation by bacteria. *Applied Biochem. Biotechnol.*, 176, 670-699. <https://doi.org/10.1007/s12010-015-1603-5>
- Abdullah S.R.S., Al-Baldawi I.A., Almансoori A.F., Purwanti I.F., Al-Sbani N.H. *et al.*, 2020. Plant-assisted remediation of hydrocarbons in water and soil: application, mechanisms, challenges and opportunities. *Chemosphere*, 247, 125932. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125932>
- Ademe, 2015. Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France. Étude Ernst & Young, synthèse des données de 2012, 148 p.
- Ademe, 2016. Les sites et sols pollués en France : bilan des connaissances et des actions, Ademe, France.
- Agnello A.C., Bagard M., van Hullebusch E.D., Esposito G., Huguenot D., 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Sci. Total Environ.*, 563, 693-703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.061>
- Akhtar N., Wani A.K., Dhanjal D.S., Mukherjee S., 2022. Insights into the beneficial roles of dark septate endophytes in plants under challenging environment: resilience to biotic and abiotic stresses. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 38 (5), 79. <https://doi.org/10.1007/s11274-022-03264-x>
- Alegbeleye O.O., Opeolu B.O., Jackson V.A., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons: a critical review of environmental occurrence and bioremediation. *Environmental Management*, 60, 758-783. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0896-2>
- Anza M., Salazar O., Epelde L., Becerril J.M., Alkorta I. *et al.*, 2019. Remediation of organically contaminated soil through the combination of assisted phytoremediation and bioaugmentation. *Appl. Sci.*, 9 (22), 4757. <https://doi.org/10.3390/app9224757>
- Atakpa E.O., Zhou H., Jiang L., Ma Y., Liang Y. *et al.*, 2022. Improved degradation of petroleum hydrocarbons by co-culture of fungi and biosurfactant-producing bacteria. *Chemosphere*, 290, 133337. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133337>
- Balaji V., Arulazhagan P., Ebenezer P., 2014. Enzymatic bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fungal consortia enriched from petroleum contaminated soil and oil seeds. *J. Environ. Biol.*, 35 (3), 521-529. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24813008/>
- Banitz T., Johst K., Wick L.Y., Schamfuß S., Harms H. *et al.*, 2013. Highways versus pipelines: contributions of two fungal transport mechanisms to efficient bioremediation. *Environ. Microbiol. Rep.*, 5 (2), 211-218. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12002>
- Barnier C., Ouvrard S., Robin C., Morel J.-L., 2014. Desorption kinetics of PAHs from aged industrial soils for availability assessment. *Sci. Total Environ.*, 470e471, 639-645. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.032>
- Binet P., Portal J.M., Leyval C., 2000. Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (14), 2011-2017. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00100-0)
- Brodkorb T.S., Legge R.L., 1992. Enhanced biodegradation of phenanthrene in oil tar-contaminated soils supplemented with *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (9), 3117-3121. <https://doi.org/10.1128/aem.58.9.3117-3121.1992>
- Dubrovskaya E., Pozdnyakova N., Golubev S., Muratova A., Grinev V. *et al.*, 2017. Peroxidases from root exudates of *Medicago sativa* and *Sorghum bicolor*: catalytic properties and involvement in PAH degradation. *Chemosphere*, 169, 224-232. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.027>

- Dueholm M.S., Marques I.G., Karst S.M., D'Imperio S., Tale V.P. *et al.*, 2015. Survival and activity of individual bioaugmentation strains. *Bioresour. Technol.*, 186, 192-199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.111>
- El-Naas M.H., Acio J.A., El Telib A.E., 2014. Aerobic biodegradation of BTEX: progresses and prospects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2 (2), 1104-1122. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.04.009>
- Gao Y., Li Q., Ling W., Zhu X., 2011. Arbuscular mycorrhizal phytoremediation of soils contaminated with phenanthrene and pyrene. *J. Hazard Mater.*, 185, 703-709. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.076>
- Ghazali F.M., Rahman R.N.Z.A., Salleh A.B., Basri M., 2004. Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 54 (1), 61-67. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2004.02.002>
- Gibson D.T., Parales R.E., 2000. Aromatic hydrocarbon dioxygenases in environmental biotechnology. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 11, 236-243. [https://doi.org/10.1016/s0958-1669\(00\)00090-2](https://doi.org/10.1016/s0958-1669(00)00090-2)
- Gupta G., Kumar V., Pal A.K., 2016. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by microbial consortium: a distinctive approach for decontamination of soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 25 (6), 597-623. <https://doi.org/10.1080/15320383.2016.1190311>
- Haritash A.K., Kaushik C.P., 2009. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *J. Hazard Mater.*, 169 (1-3), 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.137>
- Hoang S.A., Lamb D., Seshadri B., Sarkar B., Choppala G. *et al.*, 2021. Rhizoremediation as a green technology for the remediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soils. *J. Hazard Mater.*, 401, 123282. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123282>
- Hou J., Liu W., Wang B., Wang Q., Luo Y. *et al.*, 2015. PGPR enhanced phytoremediation of petroleum contaminated soil and rhizosphere microbial community response. *Chemosphere*, 138, 592-598. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.025>
- Hussain F., Hussain I., Khan A.H.A., Muhammad Y.S., Iqbal M. *et al.*, 2018. Combined application of biochar, compost, and bacterial consortia with Italian ryegrass enhanced phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil. *Environ. Exp. Bot.*, 153, 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.05.012>
- Johnsen A.R., Wick L.Y., Harms H., 2005. Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*, 133 (1), 71-84. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.015>
- Khan Z., Roman D., Kintz T., delas Alas M., Yap R. *et al.*, 2014. Degradation, phytoprotection and phytoremediation of phenanthrene by endophyte *Pseudomonas putida*, PD1. *Environ. Sci. Technol.*, 48 (20), 12221-12228. <https://doi.org/10.1021/es503880t>
- Kiamarsi Z., Kafi M., Soleimani M., Nezami A., Lutts S., 2020. Conjunction of *Vetiveria zizanioides* L. and oil-degrading bacteria as a promising technique for remediation of crude oil-contaminated soils. *Journal of Cleaner Production*, 253, 119719. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119719>
- Langenbach T., 2013. Persistence and bioaccumulation of persistent organic pollutants (POPs). *Applied Bioremediation-Active and Passive Approaches*, 10, 56418. <https://doi.org/10.5772/56418>
- Leyval C., Binet P., 1998. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *J. Environ. Qual.*, 27 (2), 402-407. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020022x>
- Li X., Kang X., Zou J., Yin J., Wang Y. *et al.*, 2023. Allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi promote *Salix viminalis* L.-mediated phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons characterized by increasing the release of organic acids and enzymes in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249, 114461. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114461>
- Megharaj M., Ramakrishnan B., Venkateswarlu K., Sethunathan N., Naidu R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment international*, 37 (8), 1362-1375. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.003>
- Meharg A.A., Cairney J.W., 2000. Ectomycorrhizas-extending the capabilities of rhizosphere remediation? *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (11-12), 1475-1484. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00076-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00076-6)

- Mnif I., Mnif S., Sahnoun R., Maktouf S., Ayedi Y. *et al.*, 2015. Biodegradation of diesel oil by a novel microbial consortium: comparison between co-inoculation with biosurfactant-producing strain and exogenously added biosurfactants. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 14852-14861. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4488-5>
- Northcott G.L., Jones K.C., 2001. Partitioning, extractability, and formation of nonextractable PAH residues in soil. 1. Compound differences in aging and sequestration. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1103-1110. <https://doi.org/10.1021/es000071y>
- Nzila A., 2013. Update on the cometabolism of organic pollutants by bacteria. *Environ. Pollut.*, 178, 474-482. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.042>
- Ren C.G., Kong C.C., Bian B., Liu W., Li Y. *et al.*, 2017. Enhanced phytoremediation of soils contaminated with PAHs by arbuscular mycorrhiza and rhizobium. *Int. J. Phytoremediation*, 19 (9), 789-797. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1284755>
- Schröder P., Collins C., 2002. Conjugating enzymes involved in xenobiotic metabolism of organic xenobiotics in plants. *Int. J. Phytoremediation*, 4 (4), 247-265. <https://doi.org/10.1080/15226510208500086>
- Séré G., Schwartz C., Cortet J., Guimont S., Watteau F. *et al.*, 2017. Pedological engineering for brownfield reclamation. *Soils Within Cities: Global Approaches to Their Sustainable Management*, Schweizerbart Science Pub., 152-158. <https://doi.org/10.1515/boku-2017-0006>
- Shi J., Wang X., Wang E., 2023. Mycorrhizal symbiosis in plant growth and stress adaptation: from genes to ecosystems. *Annual Review of Plant Biology*, 74 (1), 569-607. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-061722-090342>
- Thion C., Cébron A., Beguiristain T., Leyval C., 2012. PAH biotransformation and sorption by *Fusarium solani* and *Arthrobacter oxydans* isolated from a polluted soil in axenic cultures and mixed co-cultures. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 68, 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.10.012>
- Treu R., Falandysz J., 2017. Mycoremediation of hydrocarbons with basidiomycetes: a review. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 52 (3), 148-155. <https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1261536>
- Van Beilen J.B., Li Z., Duetz W.A., Smits T.H.M., Witholt B., 2003. Diversity of alkane hydroxylase systems in the environment. *Oil & Gas Science and Technology*, 58 (4), 427-440. <https://doi.org/10.2516/ogst:2003026>
- Vazquez-Cuevas G.M., Lag-Brottons A.J., Ortega-Calvo J.J., Stevens C.J., Semple K.T., 2020. The effect of organic acids on the behaviour and biodegradation of ¹⁴C-phenanthrene in contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 143, 107722. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107722>
- Xia M., Chakraborty R., Terry N., Singh R.P., Fu D., 2020. Promotion of saltgrass growth in a saline petroleum hydrocarbons contaminated soil using a plant growth promoting bacterial consortium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 146, 104808. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104808>
- Yao D., Wang N., Dai W., Liu Y., Tian K. *et al.*, 2023. Degradation of benzo[a]pyrene in the soil enhanced by soapwort: the role of soapwort and functional microbial community. *J. Hazard Mater.*, 458, 131993. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131993>
- Zheng Z., Obbard J.P., 2003. Oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fungal isolates from an oil contaminated refinery soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (3), 173-176. <https://doi.org/10.1065/espr2002.07.126>

Chapitre 8

Le phytomanagement : une solution fondée sur la nature pour réhabiliter les sols pollués

Yoann Boisson, Lisa Ciadamidaro, Michel Chalot

Compte tenu de la demande croissante de biomasse et des conflits potentiels d'utilisation des sols qui en résultent, la culture de plantes sur sols contaminés utilisées pour des applications industrielles, comme la production d'énergie, de matériaux ou de produits chimiques biosourcés, offre de grands avantages environnementaux et de nouvelles opportunités sociales et économiques pour les producteurs primaires, la société en général et l'ensemble du système de valeur biosourcé (Chalot *et al.*, 2020). Cette technique, appelée « phytomanagement », offre une opportunité de réhabilitation des sols en permettant la production de cultures non alimentaires à haut rendement en biomasse afin de réduire et de contrôler les risques liés à la contamination des sols. En effet, cette solution fondée sur la nature (SFN) combine une réhabilitation verte des sols à une capacité d'accumulation de certains contaminants tels que les éléments-traces métalliques (ETM), tout en permettant la production de valeur ajoutée, monétisable ou rendant des services écosystémiques. Le phytomanagement est désormais largement appliqué à travers le monde pour la remédiation des sols contaminés par des ETM, notamment dans le cadre de scénarios de phytostabilisation et de phytoextraction, comme décrit dans le chapitre 2.

Bien que ces stratégies de phytomanagement soient bien reconnues pour leurs capacités à restaurer les sites pollués par les ETM, elles présentent certains pièges et limites associés aux conditions édaphoclimatiques. Les contraintes en résultant peuvent induire des problématiques d'ordre physique, telles qu'un compactage excessif et une faible aération, ou une capacité réduite de rétention en eau. Des contraintes de nature chimique peuvent également survenir, telles qu'un pH inadapté, des concentrations élevées en ETM, une interaction avec d'autres polluants, ainsi qu'une faible disponibilité en nutriments ou une teneur réduite en matière organique (Moreira *et al.*, 2021). À ces facteurs s'ajoutent des variables climatiques essentielles, telles que la température et la disponibilité en eau, qui ont une influence importante sur la croissance des plantes et leur capacité à absorber les ETM. Par conséquent, le choix des meilleures espèces végétales tolérant toutes ces conditions est crucial pour la réussite du phytomanagement des sites contaminés, en particulier dans le scénario actuel du changement climatique (Moreira *et al.*, 2021).

Dans ce chapitre, l'importance de la sélection des espèces végétales à des fins de phytomanagement sera soulignée, en se concentrant sur les espèces ligneuses et en prenant le peuplier comme modèle. Les partenaires microbiens potentiels du peuplier impliqués dans la gestion des polluants seront décrits, ainsi que les processus de valorisation qui peuvent être appliqués à la biomasse de peuplier provenant d'essais de phytoremédiation.

► Stratégies de phytomanagement pour la réhabilitation des sols pollués par les éléments-traces

Les espèces ligneuses candidates au phytomanagement

L'utilisation d'arbres à croissance rapide bien adaptés aux différentes conditions pédoclimatiques est une pratique de plus en plus courante dans de nombreuses régions du monde, leur potentiel résidant dans une production importante de biomasse, des systèmes racinaires étendus, une tolérance considérable aux ETM et une forte accumulation d'ETM dans la biomasse (voir la synthèse de Ciadamidaro *et al.*, 2024). Ainsi, diverses espèces ligneuses ont été testées, telles que le bouleau (*Betula pendula*), le chêne (*Quercus robur*), le frêne (*Fraxinus excelsior*) et l'érable (*Acer pseudoplatanus*), et ont démontré différents comportements et caractéristiques d'adaptation à la contamination par les ETM (Ciadamidaro *et al.*, 2019; 2024). Ces espèces ont un impact important sur la santé des sols, en améliorant leurs propriétés physico-chimiques et biologiques, telles que l'humidité, la biodisponibilité des micro et des macronutriments et la biodiversité. Une sélection minutieuse des espèces/clones d'arbres appropriés semble être une condition préalable à toute tentative de phytoremédiation sur le terrain.

L'efficacité de la stratégie de gestion des sols pollués par les végétaux dépend de nombreux facteurs spécifiques liés à la biodisponibilité des polluants, aux conditions du site et aux caractéristiques des plantes. Par exemple, la biodisponibilité des polluants et les modifications racinaires et microbiennes de leur solubilité et de leur spéciation chimique dans la rhizosphère jouent un rôle clé dans les systèmes de phytoremédiation (Wenzel, 2009). Dans le cas des ETM, les plantes peuvent réguler leur biodisponibilité par leur système racinaire. Directement ou indirectement, les exsudats racinaires modifient le pH du sol rhizosphérique, ce qui peut augmenter la disponibilité des éléments et affecter la perméabilité des membranes cellulaires, et augmenter ou diminuer l'absorption des éléments. L'adéquation d'une espèce végétale pour la remédiation des ETM est déterminée par diverses propriétés, telles que : la tolérance aux ETM; la taille, le taux de croissance et la profondeur d'enracinement; l'accumulation des éléments-traces dans les parties aériennes de la plante; et l'adaptation climatique et la résistance aux ravageurs (Pulford et Watson, 2003).

Dans une étude récente (Ciadamidaro *et al.*, 2019), les performances de croissance et l'accumulation d'ETM de 38 espèces ligneuses sur trois sites marginaux ont été mesurées. Parmi elles, certaines espèces ligneuses jamais testées auparavant ont démontré leur intérêt, par exemple dans des scénarios de phytostabilisation. D'autres espèces telles que celles de la famille des Salicaceae, qui comprend les saules (*Salix*) et les peupliers (*Populus*), ont confirmé leur intérêt en contexte de phytomanagement (Ciadamidaro *et al.*, 2019; Chalot *et al.*, 2020), comme détaillé dans la section suivante.

***Populus* : un genre clé pour le phytomanagement des sols contaminés**

Le peuplier est un genre comprenant environ 35 espèces, largement réparties dans l'hémisphère nord et plantées dans de nombreuses régions du monde en raison de sa grande diversité génétique qui le rend adaptable à d'autres régions. Ce sont des arbres à feuilles caduques et à croissance rapide de la famille des Salicaceae (Guerra *et al.*, 2011) avec un taux de production de biomasse élevé. Les espèces du genre *Populus* sont bien connues pour leur capacité à stabiliser la surface du sol, à réduire l'érosion éolienne et hydrique du sol et à tolérer des conditions de stress telles que la salinité et la sécheresse. Connus pour être des plantes à racines profondes avec des taux de transpiration élevés (Guerra *et al.*, 2011), les peupliers sont largement utilisés pour la plantation en taillis à courte rotation (TCR) dans de nombreuses régions. Ils tolèrent des densités de plantation très élevées, ce qui en fait des espèces d'intérêt pour les stratégies de phytomanagement (tableau 8.1).

Les peupliers peuvent réduire efficacement le risque de lixiviation des polluants des eaux de surface vers les eaux souterraines (Ciadamidaro *et al.*, 2014) et tolèrent des concentrations élevées d'ETM, en lien avec leurs capacités de phytostabilisation. En outre, ils ont une capacité à accumuler préférentiellement le Cd et le Zn dans leurs feuilles (Ciadamidaro *et al.*, 2014; 2017; 2019), ce qui en fait de bons candidats à la phytoextraction de ces éléments à partir de sols pollués et comme biomonitorateurs de la pollution du sol (Austruy *et al.*, 2019). Ces espèces, en plus de leurs qualités de phytostabilisation et de phytoextraction, offrent des avantages supplémentaires sur la production de biomasse (tableau 8.1), ce qui renforce encore leur potentiel d'utilisation à grande échelle dans les approches de gestion durable des terres polluées. Outre les services économiques, le peuplier fournit également de nombreux services écologiques précieux tels que la séquestration du carbone, jusqu'à $1,63 \pm 0,16$ mg/ha/an dans des peuplements de 12 ans (Hansen, 1993).

Tableau 8.1. Productivité du peuplier sur sols pollués.

Nombre de clones testés	Plan de taillis Densité du TCR (en individus/ha)	Principales caractéristiques (en tMS/ha/an)	Référence
4	20 000	3,5-8,1 (selon le clone et l'année)	Nissim et Labrecque, 2022
2	2 500	1,7-38,5 (selon le clone et l'année d'échantillonnage)	Ciadamidaro <i>et al.</i> , 2017; 2022
14	2 500	3-9 (selon le clone et le site d'étude)	Chalot <i>et al.</i> , 2020
6	15 000	2-5 (selon le clone)	Michels <i>et al.</i> , 2018
2	13 330	4-6 (selon le clone et le site)	French <i>et al.</i> , 2006
6	10 000	2-3,8 (selon le clone)	Laureysens <i>et al.</i> , 2005
13	10 000	4-18 (selon le clone)	Laureysens <i>et al.</i> , 2004

TCR, taillis à courte rotation; tMS : tonne de matière sèche, ou *oven-dry tonne* (odt) en anglais.

Facteurs déterminant les capacités de phytoremédiation

Les performances de phytomanagement des peupliers dépendent de plusieurs facteurs environnementaux qui influencent leur capacité à tolérer et à accumuler les ETM. Plusieurs études ont indiqué que des facteurs liés aux caractéristiques du sol et de la plante pouvaient influencer la capacité des peupliers à tolérer et à accumuler les ETM (Baldantoni *et al.*, 2014; Ciadamidaro *et al.*, 2014). Le pH du sol est connu pour être l'un des principaux paramètres qui déterminent la disponibilité des ETM, et, de la même manière, il pourrait affecter l'intensité de l'accumulation des ETM chez les espèces ligneuses telles que les peupliers (figure 8.1A). Différentes études ont démontré une corrélation négative entre le pH du sol et l'absorption des métaux (Migeon *et al.*, 2012; Ciadamidaro *et al.*, 2013). Un autre facteur important pouvant influencer l'accumulation chez les espèces de peupliers est la durée d'exposition des plantes aux ETM.

En complément de ces paramètres abiotiques, les caractéristiques physiologiques et anatomiques des peupliers jouent également un rôle déterminant dans leur capacité à extraire et accumuler les ETM présents dans le sol. Le stade de développement des feuilles affecte significativement l'accumulation des ETM dans les feuilles, les individus sénescents étant de meilleurs accumulateurs de Cd, cobalt (Co), Fe, manganèse (Mn), Pb et Zn, tandis que les jeunes individus sont de meilleurs accumulateurs d'Al et de Ni (Laureysens *et al.*, 2004; Pottier *et al.*, 2015). L'écorce est également un organe de stockage pertinent, avec des concentrations en Zn allant de 139 à 296 mg Zn/kg d'écorce selon la période de l'année et l'espèce étudiée (Laureysens *et al.*, 2004; Pottier *et al.*, 2015; Chalot *et al.*, 2020).

Cette capacité semble être également fortement liée à l'espèce, cultivar ou hybride de peuplier. Phanthavongsa *et al.* (2017) ont observé que le clone *Populus* 'I-214' accumulait généralement moins d'ETM que le clone 'Skado'. De même, l'étude de Baldantoni *et al.* (2014) a démontré que *P. alba* 'AL22' présentait une capacité d'accumulation de Cu, Pb et Cd supérieure à celle du clone *P. nigra* 'N12', tous deux poussant dans le même sol multicontaminé. Une expérience plus large de Pietrini *et al.* (2009) a montré une grande variabilité dans l'accumulation de Cd au niveau des feuilles parmi 10 clones de *Populus*. Le peuplier n'est pas considéré comme une espèce hyperaccumulatrice et offre des perspectives limitées pour la production d'une culture végétale destinée à la valorisation des métaux, par exemple dans une filière agromine (voir chapitre 10). Néanmoins, le développement d'un système agroforestier combinant des espèces herbacées hyperaccumulatrices et des espèces ligneuses à forte production de biomasse pourrait être une perspective intéressante pour tirer des avantages économiques et écologiques d'une stratégie agromine (Brooks *et al.*, 1998).

Sélection des itinéraires culturaux pour optimiser le phytomanagement

Pour accentuer la faisabilité de la phytoextraction à l'aide de peupliers, l'utilisation de cultures TCR a été encouragée ces dernières années, combinant la phytoremédiation avec la production de biomasse de valeur sur les terres polluées (Chalot *et al.*, 2020). Les plantes à croissance rapide appartenant au genre *Populus* ont été les plus étudiées en tant que cultures ligneuses et accumulatrices de métaux, et se sont révélées très productives (Ciadamidaro *et al.*, 2019; 2024). Des recherches pionnières ont été menées par un groupe belge au début des années 2000 (Laureysens *et al.*, 2004; 2005).



Figure 8.1. Plantation de peuplier sur sols pollués (site de Fresnes-sur-Escaut, France). A) Plantation après six années de culture (automne 2016). B) Vue du couvert herbacé dominé par l'ortie (printemps 2017). C) Présence de champignons associés aux racines du peuplier (site décrit dans Phanthavongsa *et al.*, 2017).

Les objectifs de ces travaux étaient d'étudier la variation clonale de la distribution verticale des ETM dans un arbre et de quantifier le potentiel de phytoextraction de six clones de peuplier dans une culture TCR sur un sol modérément contaminé.

Dans le cadre d'un projet visant à explorer le potentiel du peuplier pour la phytoremédiation (Chalot *et al.*, 2020), de vastes essais au champ sur plusieurs hectares ont été mis en œuvre afin de produire suffisamment de biomasse pour une valorisation ultérieure et d'estimer la productivité à une échelle réaliste (figure 8.1A). Les essais sur le terrain étaient basés sur l'utilisation d'un large panel de cultivars de peuplier, plantés dans des schémas TCR et TTCR (taillis à très courte rotation). Dans les conditions de culture, les cultivars peuvent être répartis en trois classes de production : potentiel élevé ('Dvina', 'I-214', 'Triplo' et 'Skado'), supérieur à 9 tMS/ha/an; potentiel moyen ('Lena', 'Koster', 'Muur', 'Vesten', 'Trichobel' et 'Bakan'), entre 4 et 8 tMS/ha/an; potentiel faible ('Dorskamp', 'Flevo' et 'Fritzi Pauley'), inférieur à 3 tMS/ha/an. Cependant, il est important de comparer ces données avec celles d'autres essais de culture de peupliers en France. Ces comparaisons révèlent qu'à âge égal, les cultivars les plus

productifs produisent autant de biomasse que d'autres cultivars cultivés dans d'autres conditions en France, sur des sites non pollués. Ceci indique le grand potentiel de la production de biomasse du peuplier dans la phytoremédiation.

Dans le cadre du projet Edaphos⁵, les chercheurs ont combiné le peuplier avec des espèces herbacées hyperaccumulatrices d'ETM afin de maximiser l'exploration du sol par les systèmes racinaires, et donc d'améliorer l'efficacité de la phytoremédiation et la production de biomasse. Ce système agroforestier avait déjà été étudié avec l'ortie comme plante compagnie (Viotti *et al.*, 2022) (figure 8.1B).

► Phytoremédiation assistée par les microorganismes

Les bénéfices

Les microorganismes sont omniprésents dans les environnements et jouent des rôles clés dans les écosystèmes. Ils peuvent créer des associations mutualistes avec des organismes hôtes (Chalot et Puschenreiter, 2021 ; Ciadamidaro *et al.*, 2022). Il est largement démontré que l'association de plantes et de microorganismes peut renforcer la résistance des plantes à la pollution du sol et améliorer la production de biomasse (Phanthavongsa *et al.*, 2017 ; Ciadamidaro *et al.*, 2019). Par conséquent, la présence de microorganismes, tels que les champignons ectomycorhiziens et les endophytes, pourrait être extrêmement importante dans l'amélioration de la performance des plantes dans un environnement très stressant tel que celui des sols pollués par les ETM (figure 8.1C). Le succès des stratégies de phytomanagement dépend alors de la capacité des plantes à coloniser des environnements stressés et dégradés, et indirectement de leur capacité à interagir avec les microorganismes du sol.

Les Salicaceae, en particulier le peuplier, ont été largement étudiées pour leur capacité à créer diverses associations microbiennes, y compris des interactions rhizosphériques et endophytiques avec des microorganismes (Ciadamidaro *et al.*, 2022). Il est désormais largement reconnu que le peuplier fait partie des quelques arbres cultivés qui forment de fortes associations symbiotiques avec des microorganismes (Teste *et al.*, 2020) et, pour cette raison, le microbiome du peuplier a été bien étudié dans des contextes de phytomanagement (Ciadamidaro *et al.*, 2024), comme détaillé ci-dessous. La production de ressources microbiennes à des fins d'inoculation est au cœur du projet Biosysmo⁶.

Le mycobiome du peuplier

Les champignons sont l'un des composants les plus abondants du microbiote du sol, et leur diversité est influencée par divers facteurs climatiques et édaphiques. Les champignons symbiotiques des peupliers sont bien connus pour leurs rôles essentiels dans la fertilité des sols, la colonisation, la nutrition des plantes et l'absorption des métaux (Smith et Read, 2008). Krpata *et al.* (2008) ont montré une association récurrente des souches endo et ectomycorhiziennes avec le peuplier, en particulier dans des conditions stressantes telles que la contamination par les ETM. Les effets bénéfiques de cette association sont principalement liés à la capacité des champignons à se protéger et à

5. <https://www.edaphos.eu/>

6. <https://www.biosysmo.eu/>

protéger leurs hôtes des ETM, par exemple en les liant à des composants de la paroi cellulaire ou en séquestrant de grandes quantités d'ETM dans les vacuoles. De plus, Cicatelli *et al.* (2010) ont observé que *Rhizophagus intraradices* (renommé récemment *R. irregularis*) montrait une grande capacité à améliorer la biomasse des plantes dans des environnements très stressants et pauvres en nutriments. Par exemple, dans nos études récentes, nous avons souligné les capacités de l'inoculation mycorhizienne sur les cultivars de peuplier 'Skado' sur un site multicontaminé, à améliorer la production de biomasse (Ciadamidaro *et al.*, 2017) et à réduire la translocation des ETM dans les feuilles (Phanthavongsa *et al.*, 2017) (tableau 8.2).

Au cours des dernières années, une attention particulière a été accordée à l'inoculation de plantes avec des consortia microbiens, responsables de l'amélioration de l'absorption et de l'accumulation d'ETM dans les techniques de phytoextraction, ou de la limitation de la translocation des ETM des racines vers les tiges dans les processus de phytostabilisation (Berthelot *et al.*, 2016). Pour toutes ces raisons, la compréhension des interactions entre le peuplier et les microorganismes peut revêtir une importance socio-économique particulière, et de nombreux efforts ont été déployés pour caractériser le microbiome du peuplier (Ciadamidaro *et al.*, 2022).

► Valorisation économique de la biomasse produite

Plusieurs procédés industriels ont été explorés pour la valorisation des biomasses ligneuses issues du peuplier, notamment la combustion, la pyrolyse, et la production de bioéthanol et de pâte à papier (Ciadamidaro *et al.*, 2024). Au cours de la dernière décennie, certains de ces procédés industriels ont été vérifiés avec de la biomasse de peuplier issue de la phytoremédiation, ce qui a permis d'évaluer la convenabilité de cette biomasse et de décrire les problèmes opérationnels liés à la présence de polluants dans la biomasse traitée. La phytoextraction conduit à une biomasse végétale enrichie en métaux, tandis que la phytostabilisation (assistée) conduit principalement à des plantes dont les concentrations en ETM se situent dans la fourchette des niveaux physiologiques.

Combustion et devenir des métaux au cours du processus industriel

La recherche d'une exploitation accrue des sources d'énergie renouvelable et d'une réduction des émissions de gaz à effet de serre dans la production de chaleur et d'électricité a fait progresser le développement des bioénergies. La production de biomasse à des fins bioénergétiques nécessite l'utilisation de sols très fertiles, qui peuvent toutefois entrer en concurrence avec les cultures vivrières et conduire à terme à l'exploitation et à la conversion de terres arables. L'utilisation de biomasses issues de la phytoremédiation peut donc représenter une alternative et être considérée comme une ressource avantageuse. Dans un travail pionnier, nous avons étudié le devenir des ETM du bois de peuplier au cours du processus de conversion de la biomasse en chaleur, qui permet une séparation efficace des différentes fractions de cendres. Le bois de phytoremédiation a été récolté sur un site agricole pollué par les ETM provenant d'un peuplement de peupliers à haute densité (Chalot *et al.*, 2012). Lors du processus de combustion, le Cd, le Pb et le Zn ont été significativement récupérés dans la fraction cendre du filtre, respectant ainsi tous les seuils réglementaires. Il a été calculé que 70 g de Cd pouvaient se retrouver dans 140 kg de cendres. Il est vrai que nous n'avons fait que déplacer le problème, mais l'immobilisation du Cd et d'autres ETM dans les cendres limitera considérablement leur impact sur l'environnement.

Tableau 8.2. Impact de l'inoculation microbienne sur la croissance du peuplier et l'accumulation d'ETM. Exemples d'essais en plein champ et en serre tirés de la littérature.

Conditions expérimentales	Clones de peuplier	Principales caractéristiques	Référence
Essai sur le terrain	<i>Populus trichocarpa</i> × <i>P. maximowiczii</i> 'Skado'	Augmentation significative de la croissance après 2, 4 et 7 ans d'utilisation	Ciadamidaro <i>et al.</i> , 2017
Inoculum mixte (ECM + AM)	<i>P. deltoides</i> × <i>P. nigra</i> 'T-214'	Légère diminution de la teneur en ETM dans les feuilles	Phanthavongsa <i>et al.</i> , 2017
			Ciadamidaro <i>et al.</i> , 2022
Essai sur le terrain	<i>P. nigra</i> clone '6/2154' <i>P. alba</i> clone '44/9'	L'inoculation mycorhizienne améliore l'efficacité du peuplier sur un sol pollué	Salehi <i>et al.</i> , 2016
Conditions de serre	<i>Populus deltoides</i> × (<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. maximowiczii</i>) 'Dender'	La bioaugmentation avec les deux endophytes a augmenté la longueur des pousses de <i>Populus</i> 'Marke'	Vannucchi <i>et al.</i> , 2021
Inoculation avec 2 bactéries	<i>Populus deltoides</i> × (<i>P. trichocarpa</i> × <i>P. maximowiczii</i>) 'Marke'	L'inoculation avec <i>Methyllobacterium</i> sp. a réduit la bioaccumulation de Zn dans 'Marke'	
Conditions de serre	<i>Populus tremula</i> × <i>alba</i> 'INRA 717-1B4'	Les réponses des plantes aux endophytes varient de neutres à bénéfiques en fonction du sol et de la souche	Berthelot <i>et al.</i> , 2016
Inoculation avec 3 endophytes à septum foncé			
Conditions de serre avec milieu agar contaminé au Pb	<i>Populus × canescens</i>	Les plantes inoculées avec la souche fongique tolérante ont mieux poussé que les plantes témoins	Szuba <i>et al.</i> , 2017
Inoculation avec 2 souches ECM			
Conditions de serre avec des sols contaminés par les ETM	<i>P. alba</i> clone 'AL35'	L'inoculation avec des champignons AM a augmenté l'accumulation de Cu et de Zn dans les feuilles de peuplier	Cicatelli <i>et al.</i> , 2010
		Les plantes mycorhizées présentent une capacité accrue de phytostabilisation des ETM	

AM : endomycorhize ; ECM : ectomycorhize ; ETM : éléments-traces métalliques.

Torréfaction et pyrolyse de la biomasse de peuplier enrichie en ETM

Dans une étude récente, des essais de torréfaction (à 290 °C) et de pyrolyse (à 450 et 800 °C) ont été réalisés à l'échelle pilote avec des peupliers enrichis en ETM provenant d'un sol pollué afin de suivre le devenir des ETM dans les différents produits finaux (Bert *et al.*, 2017). Il a été mis en évidence que les métaux contenus dans la biomasse de peuplier enrichie en ETM n'entraînaient pas le procédé et ne modifiaient pas le rendement des produits finaux. Cependant, en fonction de la température associée au procédé, les ETM ont été récupérés dans les sous-produits. À 450 °C, les ETM ont été retrouvés dans du biochar, de la biohuile ou dans les gaz. Zn, Pb et Cd ont principalement été récupérés, le gaz devenant le deuxième compartiment en termes de récupération des éléments nutritifs. Cela a amené à la conclusion que les produits finaux devraient être traités pour permettre l'utilisation de la biomasse enrichie en ETM comme matière première.

Gazéification de la biomasse de peuplier enrichie en ETM

Dans des essais récents, la gazéification en lit fluidisé de la biomasse de peuplier issue de la phytoremédiation a été analysée. Les peupliers provenaient d'une zone polluée par des polychlorobiphényles et des ETM (Ancona *et al.*, 2019). Pour atteindre cet objectif, la qualité de la biomasse a été évaluée en analysant sa teneur en polluants. Une attention particulière a été portée à la rétention des polluants potentiels (tels que les éléments-traces et les polluants chlorés) dans les cendres générées lors du processus de gazéification, ainsi qu'à l'éventuelle contribution des métaux à des réactions catalytiques pendant le processus. Si la biomasse cultivée sur des sols pollués est souvent considérée comme un déchet, engendrant des coûts supplémentaires pour son élimination, cette étude démontre que la biomasse de peuplier, même lorsqu'il est cultivé sur des sols multicontaminés, peut être valorisée dans une filière énergie sans causer de dommages à l'environnement.

► Conclusion

Sur les sols pollués, l'application de la phytoremédiation avec des cultures ligneuses à l'échelle du terrain est un grand défi qui vise à contrôler et à réduire l'impact environnemental de ces sites, tout en développant des opportunités économiques. En se basant sur les résultats obtenus lors de cette synthèse bibliographique, il a été identifié que les peupliers sont des candidats pertinents pour la remédiation des sols pollués par des ETM. Cependant, pour définir la stratégie de remédiation la plus adaptée, il est important de garder à l'esprit que les Salicaceae absorbent les ETM. Pour démontrer l'efficacité du phytomanagement à base de peuplier, la mise en œuvre d'essais à grande échelle sur le terrain est une étape clé dans l'acquisition de connaissances théoriques et techniques.

À cet égard, le retour d'information des études sur le terrain est rare. La plupart des études à grande échelle réalisées jusqu'à présent ont mis en évidence la complexité des processus environnementaux, qui ne peuvent être pris en compte dans les expériences en serre. Ces biomasses de peuplier peuvent entrer dans des filières de valorisation si les ETM ne perturbent pas le fonctionnement et les performances des processus, si le transfert des ETM est contrôlé et les impacts sur l'environnement évités, et si une telle utilisation de la plante est conforme à la réglementation en vigueur. L'équilibre entre les coûts et les bénéfices permettra de sélectionner la meilleure option de valorisation.

► Références bibliographiques

- Ancona V., Barra Caracciolo A., Campanale C., Caprariis B., Grenni P. *et al.*, 2019. Gasification treatment of poplar biomass produced in a contaminated area restored using plant assisted bioremediation. *J. Environ. Manage.*, 239, 137-41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.038>
- Austruy A., Yung L., Ambrosi J.P., Girardclos O., Keller C. *et al.*, 2019. Evaluation of historical atmospheric pollution in an industrial area by dendrochemical approaches. *Chemosphere*, 220, 116-126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.072>
- Baldantoni D., Cicatelli A., Bellino A., Castiglione S., 2014. Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. *J. Environ. Manage.*, 146, 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.045>
- Bert V., Allemon J., Sajet P., Dieu S., Papin A. *et al.*, 2017. Torrefaction and pyrolysis of metal-enriched poplars from phytotechnologies: effect of temperature and biomass chlorine content on metal distribution in end-products and valorization options. *Biomass and Bioenergy*, 96, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.11.003>
- Berthelot C., Leyval C., Foulon J., Chalot M., Blaudez D., 2016. Plant growth promotion, metabolite production and metal tolerance of dark septate endophytes isolated from metal-polluted poplar phytomanagement sites. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 92. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw144>
- Brooks R.R., Chambers M.F., Nicks L.J., Robinson B.H., 1998. Phytomining. *Trends Plant Sci.*, 3, 359-362. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01283-7](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01283-7)
- Chalot M., Puschenreiter M., 2021. Editorial: exploring plant rhizosphere, phyllosphere and endosphere microbial communities to improve the management of polluted sites. *Front. Microbiol.*, 12, 763566. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.763566>
- Chalot M., Blaudez D., Rogaume Y., Provent A.-S., Pascual C., 2012. Fate of trace elements during the combustion of phytoremediation wood. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 13361-13369. <https://doi.org/10.1021/es3017478>
- Chalot M., Girardclos O., Ciadamidaro L., Zappelini C., Yung L. *et al.*, 2020. Poplar rotation coppice at a trace element-contaminated phytomanagement site: a 10-year study revealing biomass production. Element export and impact on extractable elements. *Sci. Total Environ.*, 699, 134260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134260>
- Ciadamidaro L., Blaudez D., Chalot M., 2024. Poplar as a woody model for the phytomanagement of trace element contaminated soils. In: *Advances in Botanical Research, Phytomanagement as a Nature-Based Solution for Polluted Soils* (M. Chalot, ed.), Academic Press, 63-103. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2023.10.003>
- Ciadamidaro L., Madejón P., Puschenreiter M., Madejón E., 2013. Growth of *Populus alba* and its influence on soil trace element availability. *Sci. Total Environ.*, 454-455, 337-347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.032>
- Ciadamidaro L., Madejón E., Robinson B., Madejón P., 2014. Soil plant interactions of *Populus alba* in contrasting environments. *J. Environ. Manage.*, 132, 329-337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.010>
- Ciadamidaro L., Girardclos O., Bert V., Zappelini C., Yung L. *et al.*, 2017. Poplar biomass production at phytomanagement sites is significantly enhanced by mycorrhizal inoculation. *Environ. Exp. Bot.*, 139, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.04.004>
- Ciadamidaro L., Parelle J., Tatin-Froux F., Moyen C., Durand A. *et al.*, 2019. Early screening of new accumulating versus non-accumulating tree species for the phytomanagement of marginal lands. *Ecological Engineering*, 130, 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.010>
- Ciadamidaro L., Pfendler S., Girardclos O., Zappelini C., Binet P. *et al.*, 2022. Mycorrhizal inoculation effects on growth and the mycobiome of poplar on two phytomanaged sites after 7-year-short rotation coppicing. *Frontiers in Plant Science*, 28, 13, 993301. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.993301>
- Cicatelli A., Lingua G., Todeschini V., Biondi S., Torrigiani P. *et al.*, 2010. Arbuscular mycorrhizal fungi restore normal growth in a white poplar clone grown on heavy metal-contaminated soil, and this is associated with upregulation of foliar metallothionein and polyamine biosynthetic gene expression. *Annals of Botany*, 106, 791-802. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq170>

- French C.J., Dickinson N.M., Putwain P.D., 2006. Woody biomass phytoremediation of contaminated brown-field land. *Environ. Pollut.*, 141, 387-395. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.065>
- Guerra F., Gainza-Cortéa F., Pérez-Castro R., Zamadio F., 2011. Phytoremediation of heavy metals using poplars (*Populus* spp.): a glimpse of the plant responses to copper, cadmium and zinc stress. In: *Handbook of Phytoremediation*, Nova Science Publisher, 387-414.
- Hansen E.A., 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biomass and Bioenergy*, 5, 431-436. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90038-6](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90038-6)
- Krpata D., Peintner U., Langer I., Fitz W.J., Schweiger P., 2008. Ectomycorrhizal communities associated with *Populus tremula* growing on a heavy metal contaminated site. *Mycology Research*, 112, 1069-1079. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2008.02.004>
- Laureysens I., Blust R., Temmerman L., Lemmens C., Ceulemans R., 2004. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. *Environmental Pollution*, 131, 485-494. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.009>
- Laureysens I., De Temmerman L., Hastir T., Van Gysel M., Ceulemans R., 2005. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. *Environmental Pollution*, 133, 541-551. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.06.013>
- Michels E., Annicaerta B., De Moor S., Van Nevel L., De Fraeye M. et al., 2018. Limitations for phytoextraction management on metal-polluted soils with poplar short rotation coppice-evidence from a 6-year field trial. *Int. J. Phytoremediation*, 20 (1), 8-15. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207595>
- Migeon A., Richaud P., Guinet F., Blaudez D., Chalot M., 2012. Hydroponic screening of poplar for trace element tolerance and accumulation. *Int. J. Phytoremediation*, 4, 350-361. <https://doi.org/10.1010/15226514.2011.620651>
- Moreira H., Pereira S.I.A., Mench M., Garbisu C., Kidd P. et al., 2021. Phytomanagement of metal(lloid)-contaminated soils: options, efficiency and value. *Front. Environ. Sci.*, 9, 661423. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.661423>
- Nissim W.G., Palm E., Mancuso S., Azzarello E., 2019. Trace element partitioning in a poplar phytoextraction stand in relation to stem size. *J. Environ. Manage.*, 247, 688-697. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.105>
- Nissim W.G., Labrecque M., 2022. Field assessment of trace element phytoextraction by different *Populus* clones established on brownfields in southern Quebec (Canada). *Int. J. Phytoremediation*, 25, 283-292. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2074964>
- Phanthavongsa P., Chalot M., Papin A., Lacerat-Didier L., Roy S. et al., 2017. Effect of mycorrhizal inoculation on metal accumulation by poplar leaves at phytomanaged sites. *Environ. Exp. Bot.*, 143, 72-81. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.08.012>
- Pietrini F., Zacchini M., Iori V., Pietrosanti L., Bianconi D. et al., 2009. Screening of poplar clones for cadmium phytoremediation using photosynthesis, biomass and cadmium content analyses. *Int. J. Phytoremediation*, 12, 105-120. <https://doi.org/10.1080/15226510902767163>
- Pottier M., Torre V.S., Victor C., David L.C., Chalot M. et al., 2015. Genotypic variations in the dynamics of metal concentrations in poplar leaves: a field study with a perspective on phytoremediation. *Environmental Pollution*, 199, 73-82. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.010>
- Pulford I.D., Watson C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees: a review. *Environ. Int.*, 29, 529-540. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Salehi A., Kouchaksaraei M.T., Goltapeh E.M., Shirvany A., Mirzaei J., 2016. Effect of mycorrhizal inoculation on black and white poplar in a lead-polluted soil. *Journal of Forest Science*, 62, 223-228. <https://doi.org/10.17221/23/2016-JFS>
- Smith S., Read D., 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*, 3rd. ed., Academic Press, London. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-370526-6.X5001-6>

- Szuba A., Karliński L., Krzesłowska M., Hazubska-Przybył T., 2017. Inoculation with a Pb-tolerant strain of *Paxillus involutus* improves growth and Pb tolerance of *Populus × canescens* under in vitro conditions. *Plant Soil*, 412, 253-266. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3062-3>
- Teste F.P., Jones M.D., Dickie I.A., 2020. Dual-mycorrhizal plants: their ecology and relevance. *New Phytology*, 225, 1835-1851. <https://doi.org/10.1111/nph.16190>
- Vannucchi F., Imperato V., Saran A., Staykov S., D'haen J. *et al.*, 2021. Inoculated seed endophytes modify the poplar responses to trace elements in polluted soil. *Agronomy*, 11 (10), 1987. <https://doi.org/10.3390/agronomy11101987>
- Viotti C., Albrecht K., Amaducci S., Bardos P., Bertheau C., Blaudez D., *et al.*, 2022. Nettle, a long-known fiber plant with new perspectives. *Materials*, 15, 4288. <https://doi.org/10.3390/ma15124288>
- Wenzel W., 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phyto-remediation) of soils. *Plant Soil*, 321, 385-408. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9686-1>

Chapitre 9

Phytomanagement pour la gestion de la pollution des sols nourriciers en contexte agricole et urbain

Thierry Lebeau

On ne peut que constater que la phytoremédiation, un des services du phytomanagement, sort lentement du cadre de la recherche et des essais de démonstration, avec plusieurs projets qui ont vu le jour ces dernières années, tels que Greenland (projet de démonstration européen de phytotechnologies *in situ*) ou, en France, des essais tels que Phytoagglo (Creil), Phytosed et Demophyto (Fresnes-sur-Escaut), Physafimm (Rive-de-Gier), PhytoDEMO (Saint-Médard-d'Eyrans), Phytener (Métaleurop), Pollusols (Nantes) ou Vitalicuivre (Anjou, Saumurois). Plusieurs freins expliquent que le phytomanagement peine à concurrencer les autres méthodes, dont certaines appliquées en routine :

- durées très variables des traitements (deux à vingt ans en moyenne selon les polluants, leurs concentrations, les performances des plantes, les concentrations acceptables en fin de traitement, la prise en compte des teneurs totales ou biodisponibles);
- tolérance à des niveaux de pollution qui ne destine pas le phytomanagement aux pollutions « concentrées », mais plutôt « diffuses » qui caractérisent les sols nourriciers;
- manque de semences certifiées et commercialisées spécifiquement pour le phytomanagement;
- très peu d'itinéraires techniques;
- gestion des plantes après traitement, en particulier lorsque la phytoextraction d'éléments-traces métalliques (ETM) est utilisée.

Pour autant, ces faiblesses peuvent être au moins pour partie compensées en incluant d'autres services : augmentation de la biodiversité; esthétique paysagère; réduction des îlots de chaleur; préservation, voire amélioration de la fertilité et de la vie des sols, qualités essentielles recherchées chez les sols nourriciers; valorisation de la biomasse (énergie, biocatalyseurs). Ainsi, assez récemment, des analyses de cycle de vie ont permis d'évaluer le bilan global du phytomanagement (Jin *et al.*, 2021; Alshehri *et al.*, 2023; Khan *et al.*, 2023) qui, si elles étaient comparées à celles d'autres méthodes de dépollution (physiques, chimiques), pourraient donner plus de crédit au phytomanagement.

Dans ce chapitre qui traite des sols nourriciers, sont considérés les sols agricoles, dont la plus grande part pourvoit à notre alimentation, mais également les sols urbains consacrés à l'agriculture urbaine et aux jardins potagers (partagés, familiaux,

associatifs, etc.). L'ensemble de ces surfaces est majoritairement exploité dans le cadre d'une activité commerciale et professionnelle, le reste des productions étant auto-consommé, donné et/ou troqué.

► Origine des contaminations des sols nourriciers en contexte rural et urbain

Les sources et la nature des pollutions diffèrent fortement selon qu'il s'agit d'un sol agricole utilisé depuis toujours pour l'activité agricole, et majoritairement localisé dans l'espace rural, ou d'un sol nourricier en contexte urbain. Dans le premier cas, les sources de pollution proviennent quasi exclusivement de l'activité agricole, avec des différences selon le type de production (en matière de quantités de pesticides et de proportions parfois très différentes d'herbicides, de fongicides, d'insecticides, etc. ; Expertise scientifique collective, 2011). En contexte urbain, les quelques sols agricoles restants, connus pour avoir toujours été consacrés à l'agriculture, peuvent aussi être pollués. Le plus souvent, en plus de leur pollution par l'activité agricole elle-même, ces sols peuvent l'être indirectement par voie atmosphérique provenant d'autres activités : industrie, transport, chauffage, etc. Mais le plus souvent, les sols nourriciers urbains ont connu antérieurement d'autres usages qui se sont parfois succédé sur un même site et les ont polycontaminés.

Ainsi, selon la localisation et l'histoire des sols nourriciers, la nature et l'intensité des pollutions diffèrent largement. Les pesticides et les engrains (phosphate, nitrate) signent le plus souvent une pollution d'origine agricole actuelle ou ancienne telle que celle d'anciennes ceintures maraîchères. D'autres activités telles que l'activité potagère et l'entretien des espaces verts (herbicides essentiellement) ont également pollué les sols par des pesticides. On notera qu'en comparaison de l'agriculture, l'activité potagère (activité non professionnelle) utilise, à surface équivalente, 37 % de pesticides en plus (Barrault, 2012). D'autres polluants, dont certains typiquement urbains (Capiaux et Lebeau, 2022), affectent aussi les sols nourriciers, comme les hydrocarbures, les polluants organiques persistants, les microplastiques et les nanoplastiques, les résidus médicamenteux et les produits de soin, ou les éléments-traces (métaux, métalloïdes).

Une autre différence majeure entre les sols nourriciers dans l'espace rural et en contexte urbain a trait à la répartition spatiale des polluants. En contexte rural, les sols agricoles reçoivent globalement les mêmes quantités d'intrants (engrais) et de produits de protection des cultures (pesticides) en tout point de chacune des parcelles. À l'inverse, en contexte urbain, les sols présentent le plus souvent une hétérogénéité spatiale parfois importante (Capiaux et Lebeau, 2022), incluant les sols nourriciers (Bechet *et al.*, 2018). Enfin, on mentionnera le cas des produits organiques (boues de stations d'épuration, composts, terreaux, etc.) utilisés aussi bien en contexte agricole qu'urbain. Tel est le cas des amendements organiques et inorganiques utilisés par les jardiniers des jardins potagers, où la nature et l'intensité de la contamination des amendements varient selon qu'ils ont été produits individuellement ou collectivement (Schnackenberg *et al.*, 2022). Tel est aussi le cas des gadoues de Paris issues d'eaux usées brutes (entre 1895 et 1999), puis partiellement traitées jusqu'en 2006, qui ont été épandues sur près de 5 000 hectares entre les boucles de la Seine et la forêt de Saint-Germain-en-Laye (Mougin *et al.*, 2020).

► Gestion des sols nourriciers pollués

Contexte réglementaire de la pollution des sols

Le Parlement européen a adopté le 10 avril 2024 sa position sur la proposition de directive (« surveillance et résilience des sols ») que la Commission avait présentée le 5 juillet 2023. La directive prévoit ainsi de donner une définition légale des sols en bonne santé. Jusqu'alors, chaque État membre établissait ses règles et sa méthode pour déclarer un sol pollué (et non seulement contaminé). Cette distinction a son importance, puisque seuls les sols pollués doivent réglementairement être gérés (ex. : gestion *ex situ* ou *in situ*, dépollution, confinement, stabilisation). Jusqu'à aujourd'hui, la France n'a pas retenu de seuils mais se base sur l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires selon l'usage, de même que sur la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (Direction générale de la prévention des risques, 2017).

Alors que la méthodologie française est régulièrement appliquée au cas des sites et sols pollués pour lesquels elle a été conçue à la base, les sols nourriciers en contexte rural ne font pas, ou rarement, l'objet d'expertises, bien que certains puissent être déclarés pollués. Tel est le cas de certains sols viticoles, maraîchers et arboricoles, car les plus consommateurs de pesticides. Par exemple, une étude récente (Cornu *et al.*, 2022) basée sur la méta-analyse de Karimi *et al.* (2021) révèle des niveaux considérés comme écotoxiques pour les organismes du sol dès 67 mg Cu/kg. Ainsi, la part de sols viticoles européens concernés dépasse probablement celle déterminée par Ballabio *et al.* (2018) pour une concentration seuil de Cu de 100 mg/kg, soit 14,6 %. On citera aussi le cas de la dieldrine dans des sols maraîchers, insecticide interdit depuis 1972 et totalement prohibé quel que soit l'usage en 1992. Cet insecticide demeure dans les sols et peut s'accumuler dans les fruits et les fleurs des Cucurbitaceae telles que courgettes, melons ou concombres, au-delà de concentrations acceptables (Donnarumma *et al.*, 2009). On notera que la réglementation française, pour les sols agricoles, porte sur la conformité des intrants (engrais, pesticides, produits organiques avec la NF U44-051) et des extrants, c'est-à-dire les productions végétales à usage alimentaire – limites maximales de résidus pour les contaminants présents à la surface des produits agricoles, teneurs maximales dans les produits pour quelques contaminants tels que, pour les éléments-traces métalliques (ETM), Cd, Hg, Pb, étain (Sn) (règlement (CE) n° 1881/2006, 19/12/2006) –, mais pas directement sur les sols.

Malgré ces exemples de sols nourriciers (liste non exhaustive) qui pourraient être considérés comme pollués, très peu d'entre eux font l'objet d'une évaluation des risques environnementaux et sanitaires, ou seulement lorsqu'une contamination indirecte s'ajoute à celle directement liée à l'activité nourricière. Par exemple, l'usage nourricier de 734 ha de sols autour de l'ancienne usine Métaleurop a été réglementé (restrictions de commercialisation), et toute activité agricole aux abords immédiats de l'usine a été interdite (arrêtés préfectoraux du 29 mai 2015). Mais c'est surtout en contexte urbain que de telles situations se présentent. L'interprétation de l'état des milieux, suivie d'une éventuelle évaluation des risques sanitaires lors de projets d'agriculture urbaine ou de potagers, ou pour des sols nourriciers déjà en activité dont on ne se préoccupait pas il y a encore quelques années, devrait être systématiquement réalisée. Telle est la position de la ville de Nantes, qui a décidé en 2010 de faire analyser les sols (ETM et

métalloïdes pour le moment) des jardins partagés qu'elle met à la disposition de jardiniers (Jean-Soro *et al.*, 2015), à la suite de quoi des solutions de gestion adaptées à l'usage potager des sites ont été proposées (Le Guern *et al.*, 2018). D'autres villes ont fait le choix de ne pas ouvrir de jardins sur des sites dont l'historique pouvait laisser présager des pollutions.

À la différence de la France, pays exportateur net de produits alimentaires, la Chine est confrontée à une double contrainte : une surface agricole insuffisante (pour nourrir sa population), dont une partie est polluée en raison de contaminations indirectes issues d'activités industrielles. Ainsi, sur 5 597 prélèvements provenant de 1 781 exploitations, 22,1 % des sols ont montré qu'ils étaient pollués à des degrés divers par des métaux, par des polluants organochlorés et par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et 20,8 % d'entre eux présentaient un risque carcinogénétique chez les enfants (Zeng *et al.*, 2019). Les sols les plus pollués par les métaux/métalloïdes concernent les régions minières et industrielles (Huang *et al.*, 2019).

Si on se projette dans un futur plus ou moins proche – en fonction de l'évolution des niveaux de contamination des sols nourriciers, des cartes de contamination des sols (de plus en plus précises), des études de risques et, *in fine*, de l'évolution des réglementations –, certains sols nourriciers ayant reçu le plus d'intrants (pesticides, engrains) pourraient basculer du statut de sols contaminés à celui de sols pollués⁷, avec obligation d'appliquer des mesures correctives pour réduire le risque vis-à-vis, d'une part, de l'environnement (organismes du sol notamment), et, d'autre part, de la qualité sanitaire des productions végétales. Tel est le cas de nombreux travaux menés en Chine sur la contamination par les métaux/métalloïdes, dont les plus problématiques sont As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb (Kumar *et al.*, 2021; Wen *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2023a; Shi *et al.*, 2023); ou le cas, également en Chine, des polluants organiques (pesticides organochlorés, HAP, polychlorobiphényles, ou PCB, phtalates) (Sun *et al.*, 2018) et la problématique des plastiques (Briassoulis, 2023).

Avant même que des réglementations obligent à devoir gérer la pollution des sols nourriciers, les agriculteurs deviennent de plus en plus attentifs aux risques de contaminations provenant de l'épandage de boues de stations d'épuration (STEP; arrêté du 8 janvier 1998) et autres produits organiques (ex. : composts issus de plateformes industrielles). Dans le domaine de la viticulture, les sociétés de production de Champagne s'inquiètent de l'accumulation du Cu dans les sols, qui pourrait contribuer à leur dépréciation. Par ailleurs, la liste des contaminants pris en compte dans les réglementations pourrait s'allonger sur la base d'investigations sur l'état des sols et d'études de risques, par exemple la cartographie de la contamination des sols français par les microplastiques et les résidus de pesticides (Palazot *et al.*, 2024; Frogier *et al.*, 2023), la cartographie des perturbateurs endocriniens dans les sols du nord de la France (Wakim *et al.*, 2024), des résidus pharmaceutiques (Nguyen *et al.*, 2023) ou des phtalates (Li *et al.*, 2023).

7. Un sol contaminé contient des substances étrangères au sol (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides, etc.) et/ou en quantité anormale, mais sans nécessairement causer de danger immédiat pour la santé humaine ou l'environnement. Un sol est déclaré pollué lorsque les quantités de contaminants sont telles qu'elles entraînent un risque pour l'environnement et la santé humaine. Un plan de gestion doit alors être établi.

Généralités sur le phytomanagement

Apparu depuis une dizaine d'années, le terme « phytomanagement » a été défini par Cundy *et al.* (2016) comme une « combinaison à long terme d'une utilisation rentable des sites pollués et d'options d'assainissement douces, qui conduit progressivement à la réduction des effets des contaminants », et comme une « stratégie de maintien, c'est-à-dire la réduction du transfert des contaminants et des risques sur les sites vacants, tout en offrant d'autres avantages (tels que la production de biomasse, le bien-être et les loisirs, l'augmentation de la valeur environnementale du site, la gestion du climat urbain) », voire « de restauration de l'écosystème et des services ». Ainsi, le phytomanagement dépasse la simple fonction de remédiation « douce » par les plantes pour la gestion des pollutions et des risques associés (pour une synthèse récente, voir Moreira *et al.*, 2021). Il permet aussi de repositionner les phytotechnologies face à d'autres solutions de remédiation plus compétitives sur le seul critère de la performance pure de remédiation, mais sans qu'aucun autre service ne soit fourni.

Ces solutions technologiques peuvent présenter par ailleurs des effets négatifs en matière d'économie de la ressource, avec le stockage définitif des terres excavées en installations de stockage de déchets, mais aussi en matière d'impact sur la fertilité et la vie du sol, perturbée, voire disparue avec les méthodes chimiques et thermiques. Or la fertilité est un critère central pour tout sol cultivé. Enfin, grâce à la diversité des propriétés des plantes, les polluants peuvent être dégradés directement (phytodégradation) ou indirectement (rhizodégradation), extraits (phytoextraction), volatilisés (phytovolatilisation) ou simplement immobilisés (phytostabilisation) en les rendant, par exemple, non phytodisponibles pour les productions agricoles.

Mais le phytomanagement présente aussi des faiblesses telles que la durée importante de traitement (deux à vingt ans en moyenne⁸) qui, de fait, cantonne cette méthode au traitement de pollutions peu concentrées (diffuses) qui caractérisent la plupart des sols nourriciers, surtout en contexte rural. On notera qu'en contexte urbain, où le prix du foncier est bien plus élevé, les pertes financières induites durant l'immobilisation des terrains le temps du traitement des pollutions ne plaident pas en faveur du phytomanagement. Or le coût de l'immobilisation du foncier n'est pas clairement ni systématiquement pris en compte dans les calculs (Gerhardt *et al.*, 2017). Wang et Aghajani Delavar (2023) ont montré que la phytoremédiation est la plus appropriée pour les régions à faible valeur foncière, c'est-à-dire éloignées des villes. Une période plus longue pour la restauration des sols est alors possible là où les couvertures végétales peuvent être implantées sur des durées extensibles, comme c'est le cas pour l'atténuation naturelle.

Dans le cas des sols nourriciers en contexte rural, même si le coût du foncier est moindre que celui des villes, il reste à concilier la végétalisation pour la gestion des pollutions et le maintien de l'usage nourricier, ce qui est en théorie possible, puisque les parcelles d'un assolement donné ne sont pas toutes cultivées et peuvent par ailleurs être cocultivées (phytomanagement associé à la culture nourricière). Depuis 2023, l'Europe impose en effet aux agriculteurs de consacrer une part minimale des terres arables de leur exploitation à des zones et des éléments non

8. <https://selecdepol.fr/techniques-de-depollution>

productifs (comme les jachères ou les haies), soit au moins 4 % de leurs terres arables⁹. Étendue à la gestion de sols déclarés pollués, cette mesure pourrait ainsi favoriser le développement du phytomanagement.

► Application du phytomanagement au cas des sols agricoles

Pour les parcelles dont l'usage nourricier doit être maintenu (*a minima* un usage agricole), quelques solutions innovantes ont été expérimentées ces dernières années, basées sur la mise en œuvre de solutions de phytomanagement. Une catégorisation de situations types peut être proposée (figure 9.1) qui se focalise sur la pollution des sols par les éléments-traces, la question des polluants organiques étant encore peu traitée dans la littérature scientifique.

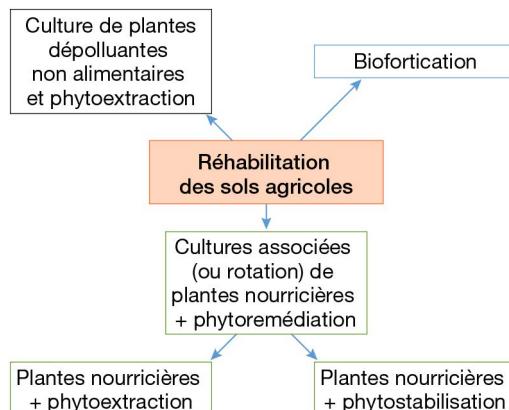


Figure 9.1. Solutions de gestion de sols nourriciers pollués associant plantes alimentaires ou non alimentaires et phytoremédiation (application au cas des éléments-traces).

Cultures associées (ou rotation) de plantes nourricières avec la phytoremédiation

Dans cette configuration, l'activité nourricière est possible (ou maintenue sous conditions), tout en dépolluant le sol le temps que les concentrations en ETM dans les sols retrouvent des niveaux sans risque pour le consommateur, avant d'autoriser ou de réautoriser une production nourricière sans contrainte. Cette méthode permet ainsi de démarrer une production alimentaire (*vs* éviter de suspendre la production), mais présente tout de même des contraintes.

Plantes nourricières et phytoextraction

Le cas des associations culturales implique en pratique de pouvoir récolter la production alimentaire malgré la présence de la culture dépolluante. Des plantes dépolluantes de petite taille pourront par exemple être privilégiées. Le tableau 9.1 présente les associations testées.

9. BCAE (bonne condition agricole et environnementale) n° 8, relative à la présence d'éléments favorables à la biodiversité dans les exploitations agricoles.

Tableau 9.1. Association de plantes dépolluantes et alimentaires.

Plante dépolluante	Plante alimentaire associée	Métal/métalloïde	Référence
<i>Sedum alfredii</i>	Maïs	Cd, Pb, Zn (sol polycontaminé)	Wu <i>et al.</i> , 2007
<i>Sedum alfredii</i>	Colza	Cd	Cao <i>et al.</i> , 2021; 2024
<i>Sedum alfredii</i>	Tomate	Cd	Liu <i>et al.</i> , 2024
<i>Sedum alfredii</i>	Chou-fleur	Cd	Ma <i>et al.</i> , 2021
<i>Sedum alfredii</i>	Chou chinois	Cd	Ma <i>et al.</i> , 2020; Tang <i>et al.</i> , 2017
<i>Sedum alfredii</i>	Herbes médicinales (<i>Pinellia ternata</i>)	Cd	Ng <i>et al.</i> , 2023
<i>Sedum alfredii</i>	Concombre d'automne, épinard d'eau	Cd	Tang <i>et al.</i> , 2021
<i>Sedum alfredii</i>	Liseron d'eau (<i>Ipomoea aquatica</i> Forsk)	Cd	Hu <i>et al.</i> , 2013
<i>Sedum alfredii</i>	Fève	Cd, Pb	Tang <i>et al.</i> , 2020
Morelle noire (<i>Solanum nigrum</i>)	Blé	Cd	Wang <i>et al.</i> , 2020
<i>Solanum nigrum</i>	Riz pluvial	Cd	Yang <i>et al.</i> , 2021
<i>Sphagneticola calendulacea</i>	Riz pluvial	Cd	Lei <i>et al.</i> , 2021
Vétiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)	Luzerne tronquée (<i>Medicago truncatula</i>)	As, Cr, Zn, terres rares	Thomas <i>et al.</i> , 2024
Fougère ptéris rubané (<i>Pteris vittata</i> L.)	Sesbane chanvré (<i>Sesbania cannabina</i> L.) et sené sauvage (<i>Cassia tora</i> L.)	As	Wang <i>et al.</i> , 2023b
Amarante hypocondriaque ou amarante élégante (<i>Amaranthus hypochondriacus</i> L.) ou pérille de Nankin (<i>Perilla frutescens</i> (L.) Britt.)	Riz	As	Kama <i>et al.</i> , 2024

L'association maïs-*Sedum alfredii*, testée par Wu *et al.* (2007) sur un sol polycontaminé au Cd, Pb, Zn, a ainsi permis de récolter le maïs sans avoir à modifier le matériel de récolte. Les autres espèces citées étant globalement de plus grande taille que *S. alfredii*, il faudra s'assurer que la culture alimentaire peut être récoltée mécaniquement sans être souillée par la culture dépolluante. Dans le cas de jardins potagers où la récolte est manuelle, la culture d'une plante dépolluante de taille pouvant même dépasser celle des plantes nourricières n'empêche pas de récolter ces dernières. Tel est le cas de l'expérience menée par Bouquet *et al.* (2024) avec la tomate, la pomme de terre, le haricot vert ou le chou associés à la moutarde brune (figure 9.2). Il est même possible de sélectionner des plantes dont les parties récoltables n'accumulent pas le ou les contaminants, puis de récolter le reste de la plante. On l'illustrera avec la tomate, plante « 2 en 1 » (Bouquet, 2018) dont le fruit accumule très peu de Pb, alors que les

tiges et les feuilles l'accumulent jusqu'à 614 mg/kg si le sol (183 mg Pb/kg) a été préalablement enrichi en EDTA (acide éthylènediaminetétraacétique) pour accroître la phytodisponibilité de Pb.

Bien que plusieurs essais aient démontré l'effet positif de plantes dépolluantes sur la réduction de la concentration en ETM de plantes nourricières, quelques expérimentations ont mis en évidence que la plante dépolluante ne modifiait pas le prélèvement du polluant par la plante nourricière, comme dans l'étude de Liu *et al.* (2024) qui associe *S. alfreddi* et la tomate, voire même le favorisait, de même qu'avec le colza et le riz (Yu *et al.*, 2014), *S. alfredii* et la fève (Tang *et al.*, 2020), *S. alfredii* et le chou-fleur (Ma *et al.*, 2021), *S. alfredii* et le chou chinois (Ma *et al.*, 2020), la morelle noire avec le blé (Wang *et al.*, 2020), *S. alfreddi* et le colza (Cao *et al.*, 2021). Pour autant, dans la plupart des expériences, la production nourricière peut encore être consommée sans risque excessif.

Pour éviter ce risque que les plantes nourricières demeurent non conformes en association avec des plantes dépolluantes, on choisira celles très peu accumulatrices par nature. Par exemple la tomate, la pomme de terre, le haricot vert et le chou cultivés sur sol pollué au Pb (Bouquet *et al.*, 2024), le liseron d'eau et le chou chinois sur sol pollué au Cd (Tang *et al.*, 2017), ou encore le concombre d'automne (Tang *et al.*, 2021). La base de données BAPPET¹⁰ sur les teneurs en ETM de plantes potagères permet d'identifier des cultures très peu accumulatrices d'ETM parmi de nombreux résultats expérimentaux. Des cultivars peu accumulateurs peuvent aussi être cultivés, tels que pour le riz (Kama *et al.*, 2024). Une autre expérience originale (Xu *et al.*, 2021) n'associe pas une plante nourricière et une autre dépolluante, mais seulement une plante nourricière (riz) en associant un cultivar peu accumulateur de Cd (Changliangyou 772) à d'autres cultivars plus accumulateurs, cultivés en association ou comme culture intermédiaire.



Figure 9.2. Association de la tomate et de la moutarde brune cultivées sur un sol présentant un risque lié à la présence de plomb (Bouquet *et al.*, 2024).

10. <https://data.ademe.fr/datasets/base-bappet>

Le prélèvement de Cd est réduit par l'autre cultivar de riz grâce à l'augmentation du pH du sol et grâce à la formation de la plaque ferrique autour des racines qui empêche le prélèvement du Cd par le riz.

Comparée à la monoculture d'une production nourricière donnée, l'association ou la rotation (c'est-à-dire succession d'une production alimentaire et d'une culture dépolluante) peut affecter les rendements de chacune des cultures en raison d'un itinéraire technique « moyen » convenant aux deux plantes qui ont été associées. Et, si la rotation est choisie, ne disposer de la production alimentaire qu'une année sur deux peut créer une contrainte si celle-ci ne peut être stockée (ex. : production maraîchère) pour être distribuée l'année où la plante dépolluante est cultivée. Une alternative pourra consister à cultiver une moitié de la surface avec la culture nourricière et l'autre moitié avec la culture dépolluante. Ou alors, la culture dépolluante pourra être implantée en contre-saison, ce qui a été expérimenté avec la moutarde brune cultivée en automne et récoltée au printemps suivant, avant la saison de culture des légumes (Bouquet *et al.*, 2024).

Liu *et al.* (2024) n'ont pas observé de différence de rendement pour la tomate associée ou non avec *S. alfredii*, de même que Ma *et al.* (2020) avec le chou chinois cocultivé avec *S. alfredii*. Tang *et al.* (2020) ont même observé une augmentation de biomasse de la fève cocultivée avec *S. alfredii* lorsque le sol est bioaugmenté avec un consortium de bactéries endophytes (*Burkholderia* sp. SaZR4, *Burkholderia* sp. SaMR10, *Sphingomonas* sp. SaMR12 et *Variovorax* sp. SaNR1). Ng *et al.* (2023) ont, quant à eux, obtenu une biomasse de *Pinellia ternata* associée à *S. alfredii* qui double. Même conclusion d'une augmentation de croissance avec le chou-fleur (Ma *et al.*, 2021) ou le colza (Cao *et al.*, 2021) associés à *S. alfredii*, *Ipomoea aquatica* Forsk (épinard d'eau) ou le chou chinois associés à *S. alfredii* dans un sol bioaugmenté en continu avec la bactérie endophyte M002 (Tang *et al.*, 2017), ou le riz pluvial cocultivé avec *Sphagneticola calendulacea* (L) Pruski (Lei *et al.*, 2021). Par contre, Wang *et al.* (2020) ont noté une diminution de biomasse du blé de 16% et 29% respectivement pour les parties aériennes et les racines lorsqu'il est cocultivé avec de la morelle noire, de même que Kama *et al.* (2024), qui ont associé du riz à *Amaranthus hypochondriacus* L. et *Perilla frutescens* (L.) Britt.

Autant cette stratégie de maintien de l'activité nourricière sur sol pollué permet de réduire l'exposition du consommateur, à la condition de vérifier la conformité des récoltes, autant elle n'agit que lentement sur le risque lié à l'ingestion ou l'inhalation de terre polluée par l'agriculteur ou le jardinier présent sur site, même si la végétalisation du sol, au moins une partie de l'année, limitera leur exposition.

Plantes nourricières et phytostabilisation

Il s'agit d'une variante de la méthode précédente. La faiblesse majeure tient à l'absence de dépollution. La phytostabilisation empêche seulement ou réduit le transfert sol-plante de polluants et aussi leur dissémination dans l'environnement, afin de maintenir une production alimentaire sans contrainte ainsi que de réduire l'exposition par inhalation ou ingestion de poussières de sol. Le même effet d'immobilisation des polluants, sans avoir recours à la phytostabilisation, s'obtient facilement par le chaulage, avec cependant un risque accru d'inhalation ou d'ingestion. Les quelques expériences qui ont testé les plantes nourricières et phytostabilisatrices sont les suivantes : raygrass

et trèfle blanc avec tomate, haricot vert, radis, pomme de terre, épinard et poireau (Laffray *et al.*, 2021), et thalie blanche (*Thalia dealbata*) cocultivée avec le riz qui réduit la mobilité des ETM par augmentation du pH.

Culture de plantes dépolluantes utilisées en biofortification

La culture de plantes dépolluantes en biofortification est possible pour certains éléments tels que Cu, Fe, Se, Zn. En effet, lorsque les sols sont pollués par des ETM dits « versatiles », c'est-à-dire possédant des effets bénéfiques à faibles doses (oligoéléments) mais devenant toxiques à plus fortes doses, la culture de plantes « 2 en 1 » est envisageable. Elles agissent sur l'assainissement des sols (réduction de la charge polluante dans les sols) et peuvent être valorisées comme compléments alimentaires (biofortification). L'ouvrage de Yin *et al.* (2012) s'intitule d'ailleurs *Phytoremédiation et biofortification : les deux facettes d'une même pièce*. Différents éléments-traces tels que Cu, Fe, Se, Zn peuvent être phytoextraits dans ce but (Vamerali *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2015; Zhao et McGrath, 2009; Cornu *et al.*, 2022; Rout et Sahoo, 2015). Lorsque les caractéristiques du sol (nature, fertilité) ne sont pas favorables à la culture nourricière (dans un but de biofortification) ou que la phytodisponibilité de l'ETM à extraire est insuffisante, une alternative proposée dans une étude menée par Bañuelos *et al.* (2015) a consisté à cultiver *Stanleya pinnata*, plante hyperaccumulatrice de Se, et à valoriser sa biomasse comme amendement sur d'autres parcelles cultivées avec de la carotte et du brocoli.

Ces différentes configurations, où l'on cherche à réduire la charge en ETM des sols, évitent d'avoir recours à des apports extérieurs en ETM pour enrichir les cultures (voir synthèse de Singh Dhaliwal *et al.*, 2023 : application au sol de Cu et Zn, application foliaire, application combinée, ou encore traitement préliminaire des semences). Zhang *et al.* (2024) ont quant à eux proposé, sur des sols pollués au Cd, d'apporter du Zn prélevé prioritairement au Cd par l'épinard, qui devient alors consommable et avec une biomasse plus importante. Mais, d'une part, la pollution au Cd demeure – il n'est pas extrait – et, d'autre part, du Zn doit être apporté, ce qui contribue à l'enrichissement du sol malgré la réexportation du Zn par les plantes.

La production de plantes dépolluantes pour une application en biofortification est possible dans les deux contextes suivants :

- dépollution de sols agricoles à proximité d'anciennes activités industrielles (c'est-à-dire pollution indirecte), où il faudra s'assurer que soit le sol n'a été enrichi qu'avec le ou les ETM valorisables en biofortification (ex. : Zn), soit les plantes ne préleveront que les ETM valorisables en biofortification (ex. : que Zn pour une pollution mixte au Pb et Zn). Dans ce second cas, on se trouve dans une situation proche de celle de l'essai mené par Zhang *et al.* (2024), si ce n'est que Zn est apporté au sol pour être prélevé par l'épinard prioritairement au Cd déjà présent dans le sol (pollution au Cd), ce qui permet de maintenir l'activité agricole avec de l'épinard enrichi en Zn, mais sans apporter de solution de dépollution ;
- dépollution de sols agricoles pollués par l'activité agricole elle-même. Par exemple, le Cu accumulé dans les sols viticoles issu des traitements contre le mildiou a été extrait pour réduire la pression environnementale, puis recyclé en alimentation animale (Lapie *et al.*, 2025, projet Vitalicuivre). Des plantes cultivables dans l'inter-rang des vignes (avoine, chicorée, moutarde brune, raygrass, sarrasin) ou sur des friches viticoles (chanvre, tournesol) ont été testées sur des parcelles expérimentales des vignobles de l'Anjou et du Saumurois. La chicorée (plante intégralement récoltable) a le plus

accumulé de Cu. La valorisation de la chicorée en alimentation animale est possible (porcine et surtout bovine). Les résultats montrent que seul le Cu est significativement accumulé par les plantes testées, et non d'autres ETM indésirables (As, Pb, Hg) pouvant provenir d'anciens traitements en viticulture, mais présents en concentrations bien plus faibles que Cu.

Culture de plantes dépolluantes non alimentaires et phytoextraction

Comme pour les plantes nourricières, peuvent être choisis des ligneux « 2 en 1 » (dépollution et valorisation du bois ou de la fibre), ou des associations de ligneux (c'est-à-dire une espèce dépolluante associée à une autre espèce non dépolluante), ou encore des ligneux en coculture avec des plantes dépolluantes. À la différence des plantes nourricières, la valorisation des ligneux ne répond pas à des obligations réglementaires (concentrations seuils à ne pas dépasser en ETM et autres contaminants dans la biomasse), ce qui réduit le nombre de scénarios de systèmes de culture, et évite tout contrôle post-production. Ces cultures se pratiquent sur des sols impropre aux cultures à vocation nourricière (sols trop pauvres, superficiels, pollués). Parmi les expérimentations réalisées, on citera les travaux de Perlein *et al.* (2023). *Sorghum* 133, *Sorghum* Santa Fe red, *Linum usitatissimum* L., *Eucalyptus* sp., *Salix* sp. (cultivars Inger et Tordis), *Beta vulgaris* L., *Phacelia tanacetifolia* Benth., *Malva sylvestris* L. et *Chenopodium album* L. ont été testés en conditions de terrain sur des sédiments de dragage contaminés par des métaux (Cd, Cu, Pb et Zn).

Des valorisations non alimentaires ont été proposées pour chaque partie de la plante collectée, telles que le biogaz, le bioéthanol, le compost, des colorants naturels, des écocatalyseurs et la fibre. On citera également l'étude de Van Slycken *et al.* (2013) avec des taillis à courte rotation de saules et de peupliers, qui constituent une option prometteuse de phytoremédiation, car ils utilisent des espèces d'arbres à croissance rapide et à forte production de biomasse, qui absorbent souvent suffisamment d'ETM. Ont ainsi été extraits par le saule 72 g Cd/ha/an et 2 kg Zn/ha/an, ce qui est beaucoup plus élevé que le maïs énergétique ou le colza cultivés sur le même sol, et il est possible d'augmenter de 40% les rendements si les feuilles sont également récoltées. Sur ces sols pollués, des réductions de croissance des arbres peuvent apparaître lors de la repousse pour certains clones de peupliers au cours du deuxième cycle de croissance (croissance de six ans) (Michels *et al.*, 2018). Et des augmentations de concentrations en Cd et Zn dans la couche arable sont apparues qui peuvent s'expliquer en partie par l'apport de métaux provenant des couches plus profondes du sol et contaminant la litière si les feuilles ne sont pas ramassées.

On notera que la production intensive de biomasse forestière avec des cultures à courtes rotations peut conduire à une baisse de fertilité des sols déjà peu fertiles. C'est pourquoi le recours à l'épandage de boues de STEP constitue sur ces sols non seulement une voie de réutilisation de ces boues, mais aussi de valorisation comme fertilisant (Roy et Couillard, 1997). Ainsi, 1 % de la superficie forestière française suffirait à épandre 50 % des boues à raison de 3 tMS/ha/an (Thomas *et al.*, 2004), alors que les agriculteurs se montrent de plus en plus réticents à les employer en raison du large spectre de contaminants qu'elles peuvent contenir. Depuis 1999, le réseau Eresfor (épandage de produits résiduaires sur parcelles boisées) s'emploie ainsi à documenter les effets des boues de STEP sur la biomasse forestière et sur le milieu environnant.

► Conclusion

En matière de gestion de la pollution des sols en France, les efforts techniques, financiers et réglementaires concernent essentiellement les sites et les sols pollués, au travers de la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.

Les sols dont l'usage est nourricier ou dont c'est le projet (ex. : agriculture urbaine) sont rarement déclarés pollués. Pourtant, en contexte urbain notamment, et pour certains sols nourriciers en zones rurales exploités très intensivement (en particulier viticulture, maraîchage, arboriculture) ou contaminés par d'autres activités (industrielles), où des risques environnementaux, voire sanitaires apparaissent, des actions de dépollution doivent (devront) être menées.

En raison de l'usage nourricier de ces sols, seule la phytoremédiation préserve leur fertilité et les formes de vie qu'ils abritent. Même si les techniques de phytoremédiation demandent du temps, il est toutefois possible de concilier la gestion de la pollution des sols et la poursuite de l'activité nourricière moyennant quelques contraintes et adaptations des systèmes de cultures. Les quelques essais récents mettant en œuvre des systèmes mixtes (plantes nourricières associées à la phytoremédiation) devront être poursuivis afin de les valider et de les appliquer à plus grande échelle.

► Références bibliographiques

- Alshehri K., Harbottle M., Sapsford D., Beames A., Cleall P., 2023. Integration of ecosystem services and life cycle assessment allows improved accounting of sustainability benefits of nature-based solutions for brownfield redevelopment. *Journal of Cleaner Production*, 413, 137352. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137352>
- Ballabio C., Panagos P., Lugato E., Huang J.-H., Orgiazzi A. *et al.*, 2018. Copper distribution in European topsoils: an assessment based on LUCAS soil survey. *Sci. Total Environ.*, 636, 282-298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>
- Bañuelos G.S., Arroyo I., Pickering I.J., Yang S.I., Freeman J.L., 2015. Selenium biofortification of broccoli and carrots grown in soil amended with Se-enriched hyperaccumulator *Stanleya pinnata*. *Food Chemistry*, 166, 603-608. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.06.071>
- Barrault J., 2012. Les pratiques de jardinage face aux risques sanitaires et environnementaux des pesticides : les approches différenciées de la France et du Québec. PhD thesis, université Toulouse le Mirail-Toulouse II.
- Bechet B., Joimel S., Jean-Soro L., Hursthause A., Agboola A. *et al.*, 2018. Spatial variability of trace elements in allotment gardens of four European cities: assessments at city, garden, and plot scale. *J. Soils Sediments*, 18, 391-406. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1515-1>
- Bouquet D., 2018. Gestion *in situ* des sols de jardins potagers modérément contaminés en plomb. Thèse de doctorat, Nantes.
- Bouquet D., Lépinay A., Le Guern C., Jean-Soro L., Capiaux H. *et al.*, 2024. Maintaining the cultivation of vegetables with low Pb accumulation while remediating the soil of an allotment garden (Nantes, France) by phytoextraction. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 31, 29374-29384. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33104-4>
- Briassoulis D., 2023. Agricultural plastics as a potential threat to food security, health, and environment through soil pollution by microplastics: problem definition. *Sci. Total Environ.*, 892, 164533. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164533>
- Cao X., Wang X., Lu M., Hamid Y., Lin Q. *et al.*, 2021. The Cd phytoextraction potential of hyperaccumulator *Sedum alfredii*-oilseed rape intercropping system under different soil types and comprehensive benefits evaluation under field conditions. *Environmental Pollution*, 285, 117504. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117504>

- Cao X., Wang X., Yang X., Zou Q., Mao L. *et al.*, 2024. Intercropping coupled with inoculation on Cd accumulation in a *Sedum alfredii*-oilseed rape system under various field conditions. *Environmental Technology & Innovation*, 35, 103709. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103709>
- Capiaux H., Lebeau T., 2022. Contaminations des sols urbains et impacts sur la biodiversité. *Techniques de l'ingénieur*. <https://doi.org/10.51257/a-v1-ge1067>
- Cornu J.-Y., Waterlot C., Lebeau T., 2022. Advantages and limits to copper phytoextraction in vineyards. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, 29226-29235. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13450-3>
- Cundy A.B., Bardos R.P., Puschenreiter M., Mench M., Bert V. *et al.*, 2016. Brownfields to green fields: realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. *J. Environ. Manage. Sustainable Remediation*, 184, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.028>
- Direction générale de la prévention des risques, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp>
- Donnarumma L., Pompi V., Faraci A., Conte E., 2009. Dieldrin uptake by vegetable crops grown in contaminated soils. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 44, 449-454. <https://doi.org/10.1080/03601230902935113>
- Expertise scientifique collective, 2011. *Pesticides, agriculture et environnement*, Versailles, Éditions Quæ, 136 p. <https://doi.org/10.3917/quae.exper.2011.01>
- Froger C., Jolivet C., Budzinski H., Pierdet M., Caria G. *et al.*, 2023. Pesticide residues in french soils: occurrence, risks, and persistence. *Environ. Sci. Technol.*, 57, 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Gerhardt K.E., Gerwing P.D., Greenberg B.M., 2017. Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170-185. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>
- Hu J., Li J., Wu F., Wu S., Ye Z. *et al.*, 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi induced differential Cd and P phytoavailability via intercropping of upland kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) with Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance): post-harvest study. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 20, 8457-8463. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1903-7>
- Huang Y., Wang L., Wang W., Li T., He Z. *et al.*, 2019. Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: a meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, 651, 3034-3042. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.185>
- Jean-Soro L., Le Guern C., Bechet B., Lebeau T., Ringeard M.-F., 2015. Origin of trace elements in an urban garden in Nantes, France. *J. Soils Sediments*, 15, 1802-1812. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0952-y>
- Jin Y., Wang L., Song Y., Zhu J., Qin M. *et al.*, 2021. Integrated life cycle assessment for sustainable remediation of contaminated agricultural soil in China. *Environ. Sci. Technol.*, 55, 12032-12042. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02535>
- Kama R., Li S., Nabi F., Aidara M., Huang P. *et al.*, 2024. Hyperaccumulators' diversity enhances Cd-contaminated soil restoration and reduces rice Cd uptake under an intercropping system. *ACS Omega*, 9, 28784-28790. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c03107>
- Karimi B., Masson V., Guilland C., Leroy E., Pellegrinelli S. *et al.*, 2021. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environ. Chem. Lett.*, 19, 2013-2030. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x>
- Khan A.H.A., Kiyani A., Santiago-Herrera M., Ibáñez J., Yousaf S. *et al.*, 2023. Sustainability of phytoremediation: post-harvest stratagems and economic opportunities for the produced metals contaminated biomass. *J. Environ. Manage.*, 326, 116700. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116700>
- Kumar V., Pandita S., Sharma A., Bakshi P., Sharma P. *et al.*, 2021. Ecological and human health risks appraisal of metal(loid)s in agricultural soils: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 5, 173-185. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1701310>
- Laffray X., Toulaïb K., Balland-Bolou-Bi C., Bagard M., Leitao L. *et al.*, 2021. Evaluation of trace metal accumulation in six vegetable crops intercropped with phytostabilizing plant species, in a French urban wasteland. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28, 56795-56807. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14512-2>

- Lapie C., Garraud J., Gaudin P., Bonnisseau M., Fortin E. *et al.*, 2025. Fully harvestable chicory for the phytoextraction of copper from wine-growing soils and its use in animal feed. *SSRN*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.5092558>
- Le Guern C., Jean-Soro L., Béchet B., Lebeau T., Bouquet D., 2018. Management initiatives in support of the soil quality of urban allotment gardens: examples from Nantes (France). *Land Degradation & Development*, 29, 3681-3692. <https://doi.org/10.1002/lrd.3123>
- Lei L.-L., Zhu Q.-Y., Xu P.-X., Jing Y.-X., 2021. The intercropping and arbuscular mycorrhizal fungus decrease Cd accumulation in upland rice and improve phytoremediation of Cd-contaminated soil by *Sphagneticola calendulacea* (L.) Pruski. *J. Environ. Manage.*, 298, 113516. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113516>
- Li X., Wang Q., Jiang N., Lv H., Liang C. *et al.*, 2023. Occurrence, source, ecological risk, and mitigation of phthalates (PAEs) in agricultural soils and the environment: a review. *Environmental Research*, 220, 115196. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115196>
- Liu Y., Huang L., Liu Q., Li Z., Liu C. *et al.*, 2024. Effects of tomato-*Sedum alfredii* Hance intercropping on crop production and Cd remediation as affected by soil types. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 31, 3696-3706. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31318-6>
- Ma L., Wu Y., Wang Q., Feng Y., 2020. The endophytic bacterium relieved healthy risk of pakchoi intercropped with hyperaccumulator in the cadmium polluted greenhouse vegetable field. *Environmental Pollution*, 264, 114796. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114796>
- Ma L., Liu Y., Wu Y., Wang Q., Sahito Z.A. *et al.*, 2021. The effects and health risk assessment of cauliflower co-cropping with *Sedum alfredii* in cadmium contaminated vegetable field. *Environmental Pollution*, 268, 115869. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115869>
- Michels E., Annicaerta B., De Moor S., Van Nevel L., De Fraeye M. *et al.*, 2018. Limitations for phytoextraction management on metal-polluted soils with poplar short rotation coppice-evidence from a 6-year field trial. *Int. J. Phytoremediation*, 20, 8-15. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207595>
- Moreira H., Pereira S.I.A., Mench M., Garbisu C., Kidd P. *et al.*, 2021. Phytomanagement of metal(loid)-contaminated soils: options, efficiency and value. *Front. Environ. Sci.*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.661423>
- Mougin C., Douay F., Canavese M., Lebeau T., Rémy E., 2020. *Les sols urbains sont-ils cultivables?*, Versailles, Éditions Quae, 228 p.
- Ng C.W.W., So P.S., Wong J.T.F., Lau S.Y., 2023. Intercropping of *Pinellia ternata* (herbal plant) with *Sedum alfredii* (Cd-hyperaccumulator) to reduce soil cadmium (Cd) absorption and improve yield. *Environmental Pollution*, 318, 120930. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120930>
- Nguyen M.-K., Lin C., Nguyen H.-L., Hung N.T.Q., La D.D. *et al.*, 2023. Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: challenges and environmentally friendly solutions. *Sci. Total Environ.*, 899, 165323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165323>
- Palazot M., Soccalingame L., Frogier C., Jolivet C., Bispo A. *et al.*, 2024. First national reference of microplastic contamination of French soils. *Sci. Total Environ.*, 918, 170564. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170564>
- Perlein A., Bert V., de Souza M.F., Papin A., Meers E., 2023. Field evaluation of industrial non-food crops for phytomanaging a metal-contaminated dredged sediment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 30, 44963-44984. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24964-9>
- Rout G.R., Sahoo S., 2015. Role of iron in plant growth and metabolism. *Rev. Agricultural Sci.*, 3, 1-24. <https://doi.org/10.7831/ras.3.1>
- Roy M., Couillard D., 1997. Mobilité des métaux et risque de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues de station d'épuration municipales au Québec : une revue. *Revue des sciences de l'eau*, 10 (4), 507-525. <https://doi.org/10.7202/705291ar>
- Schnackenberg A., Bidar G., Bert V., Cannavo P., Détriché S. *et al.*, 2022. Effects of inorganic and organic amendments on the predicted bioavailability of As, Cd, Pb and Zn in kitchen garden soils. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 3, 1-29. <https://doi.org/10.21926/aer.2201004>

- Shi J., Zhao D., Ren F., Huang L., 2023. Spatiotemporal variation of soil heavy metals in China: the pollution status and risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 871, 161768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161768>
- Singh Dhaliwal S., Sharma V., Kumar Shukla A., Singh Shivay Y., Hossain A. *et al.*, 2023. Agronomic biofortification of forage crops with zinc and copper for enhancing nutritive potential: a systematic review. *J. Sci. Food Agriculture*, 103, 1631-1643. <https://doi.org/10.1002/jsfa.12353>
- Sun J., Pan L., Tsang D.C.W., Zhan Y., Zhu L. *et al.*, 2018. Organic contamination and remediation in the agricultural soils of China: a critical review. *Sci. Total Environ.*, 615, 724-740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.271>
- Tang L., Hamid Y., Chen Z., Lin Q., Shohag Md.J.I. *et al.*, 2021. A phytoremediation coupled with agro-production mode suppresses *Fusarium* wilt disease and alleviates cadmium phytotoxicity of cucumber (*Cucumis sativus* L.) in continuous cropping greenhouse soil. *Chemosphere*, 270, 128634. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128634>
- Tang L., Hamid Y., Zehra A., Sahito Z.A., He Z. *et al.*, 2020. Fava bean intercropping with *Sedum alfredii* inoculated with endophytes enhances phytoremediation of cadmium and lead co-contaminated field. *Environmental Pollution*, 265, 114861. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114861>
- Tang L., Luo W., Chen W., He Z., Gurajala H.K. *et al.*, 2017. Field crops (*Ipomoea aquatica* Forsk. and *Brassica chinensis* L.) for phytoremediation of cadmium and nitrate co-contaminated soils via rotation with *Sedum alfredii* Hance. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24, 19293-19305. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9146-7>
- Thomas A.-L., Carnus J.-M., Denaix L., Gautry J.-Y., Bailly A. *et al.*, 2004. Le réseau « ERESFOR » : épandage de produits résiduaires sur parcelles forestières. <https://www.bordeaux.inra.fr/eresfor/biblio/collademe2004.pdf>
- Thomas G., Sheridan C., Holm P.E., 2024. Co-cropping vetiver grass and legume for the phytoremediation of an acid mine drainage (AMD) impacted soil. *Environmental Pollution*, 341, 122873. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122873>
- Vamerali T., Bandiera M., Lucchini P., Dickinson N.M., Mosca G., 2014. Long-term phytomanagement of metal-contaminated land with field crops: integrated remediation and biofortification. *European Journal of Agronomy*, 53, 56-66. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.008>
- Van Slycken S., Witters N., Meiresonne L., Meers E., Ruttens A. *et al.*, 2013. Field evaluation of willow under short rotation coppice for phytomanagement of metal-polluted agricultural soils. *Int. J. Phytoremediation*, 15, 677-689. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.723070>
- Wakim L.M., Occelli F., Paumelle M., Brousmeche D., Bouhadj L. *et al.*, 2024. Unveiling the presence of endocrine disrupting chemicals in northern French soils: land cover variability and implications. *Sci. Total Environ.*, 913, 169617. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169617>
- Wang C.-C., Zhang Q.-C., Kang S.-G., Li M.-Y., Zhang M.-Y. *et al.*, 2023a. Heavy metal(loid)s in agricultural soil from main grain production regions of China: bioaccessibility and health risks to humans. *Sci. Total Environ.*, 858, 159819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159819>
- Wang J., Aghajani Delavar M., 2023. Techno-economic analysis of phytoremediation: a strategic rethinking. *Sci. Total Environ.*, 902, 165949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165949>
- Wang L., Zou R., Li Y.C., Tong Z., You M. *et al.*, 2020. Effect of wheat-*Solanum nigrum* L. intercropping on Cd accumulation by plants and soil bacterial community under Cd contaminated soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 206, 111383. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111383>
- Wang W., Yang X., Mo Q., Li Y., Meng D. *et al.*, 2023b. Intercropping efficiency of *Pteris vittata* with two legume plants: impacts of soil arsenic concentrations. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 259, 115004. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115004>
- Wen M., Ma Z., Gingerich D.B., Zhao X., Zhao D., 2022. Heavy metals in agricultural soil in China: a systematic review and meta-analysis. *Eco-Environment & Health*, 1, 219-228. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.10.004>
- Wu Q.T., Wei Z.B., Ouyang Y., 2007. Phytoextraction of metal-contaminated soil by *Sedum alfredii* H: effects of chelator and co-planting. *Water Air Soil Pollut.*, 180, 131-139. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9256-1>

- Wu Z., Bañuelos G.S., Lin Z.-Q., Liu Y., Yuan L. *et al.*, 2015. Biofortification and phytoremediation of selenium in China. *Front. Plant Sci.*, 6, 136. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00136>
- Xu Y., Feng J., Li H., 2021. How intercropping and mixed systems reduce cadmium concentration in rice grains and improve grain yields. *J. Hazard Mater.*, 402, 123762. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123762>
- Yang Q., Li Z., Lu X., Duan Q., Huang L. *et al.*, 2018. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment. *Sci. Total Environ.*, 642, 690-700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.068>
- Yang X., Qin J., Li J., Lai Z., Li H., 2021. Upland rice intercropping with *Solanum nigrum* inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi reduces grain Cd while promoting phytoremediation of Cd-contaminated soil. *J. Hazard Mater.*, 406, 124325. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124325>
- Yin X., Yuan L., Liu Y., Lin Z., 2012. Phytoremediation and biofortification: two sides of one coin. In: *Phytoremediation and Biofortification* (X. Yin, L. Yuan, eds), Springer Netherlands, Dordrecht, 1-6. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1439-7_1
- Yu L., Zhu J., Huang Q., Su D., Jiang R. *et al.*, 2014. Application of a rotation system to oilseed rape and rice fields in Cd-contaminated agricultural land to ensure food safety. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 108, 287-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.019>
- Zeng S., Ma J., Yang Y., Zhang S., Liu G.-J. *et al.*, 2019. Spatial assessment of farmland soil pollution and its potential human health risks in China. *Sci. Total Environ.*, 687, 642-653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.291>
- Zhang H., Zhou Q., Liu R., Zhao Z., Liu J. *et al.*, 2024. Enhancing zinc biofortification and mitigating cadmium toxicity in soil-earthworm-spinach systems using different zinc sources. *J. Hazard Mater.*, 476, 135243. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135243>
- Zhao F.-J., McGrath S.P., 2009. Biofortification and phytoremediation. *Curr. Opin. Plant Biol.*, 12, 373-380. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.005>

Chapitre 10

Récolter des métaux avec l'agromine

*Jean-Louis Morel, Marie-Odile Simonnot, Yetao Tang,
Guillaume Echevarria, Wenshen Liu, Baptiste Laubie*

L'humanité est entrée dans une période inédite en matière de besoins en minéraux stratégiques. La transition énergétique et écologique exige en effet des quantités de métaux dépassant largement celles qui ont été extraites des sous-sols jusqu'à présent. Cette demande concerne toutes les ressources en métaux stratégiques : non seulement les gisements primaires, souvent exploités de manière intensive, mais également les gisements secondaires, constitués par les déchets et les sous-produits de l'activité industrielle. Les métaux se trouvent également dans d'autres matrices, telles que les sols, les sédiments et divers déchets, mais ils sont souvent présents à l'état dispersé, et les concentrations trop faibles rendent leur récupération économiquement non viable.

La transition énergétique et écologique impose également un changement radical des modes d'exploitation des ressources de la nature, en respectant l'intégrité des écosystèmes et la biodiversité. L'activité minière n'échappe pas à cette exigence et doit explorer des approches permettant de préserver, voire d'améliorer, les propriétés des écosystèmes. Elle doit aussi innover pour restaurer les écosystèmes dégradés et leur redonner de la valeur.

Une activité minière qui pourrait être qualifiée de « verte » devrait permettre la valorisation des éléments d'intérêt sans compromettre la capacité des écosystèmes à fournir une large gamme de services. Différents modèles sont envisagés pour atteindre cet objectif, selon le type d'activité d'extraction ou de récupération des métaux.

L'un d'eux s'applique aux ressources faiblement concentrées en éléments d'intérêt, où les procédés miniers conventionnels sont inopérants. Il utilise des plantes hyper-accumulatrices, capables de prélever et de concentrer dans leurs parties aériennes des quantités très élevées de métaux. En moyenne, ces plantes contiennent mille fois plus de ces éléments que les autres espèces végétales. Initialement considérées comme une curiosité botanique, ces plantes sont aujourd'hui un enjeu technologique prometteur. Elles ont été envisagées depuis plusieurs décennies comme un outil au service de la remédiation des sols (la phytoremédiation et, en particulier, la phytoextraction, selon Chaney, 1983). Plus récemment, elles ont suscité un intérêt croissant pour leur potentiel dans l'extraction minière, avec les travaux sur la « phytomine » (Chaney, 1983), devenue « agromine » (Morel, 2013; 2017), ouvrant la voie à des applications

innovantes et prometteuses (ex. : Li *et al.*, 2003; Bani *et al.*, 2007) et donnant lieu à la création d'activités socio-économiques (ex. : Econick). Un ouvrage complet par van der Ent *et al.* (2021) a été consacré à cette voie nouvelle.

► Qu'est-ce que l'agromine ?

Définitions

La phytoextraction (Chaney, 1983) est une branche de la phytoremédiation qui vise à éliminer les métaux toxiques et les métalloïdes des milieux pollués (ex. : sols, sédiments, déchets) à l'aide de plantes accumulatrices et/ou hyperaccumulatrices.

La phytomine, ou phytomining (Chaney, 1983), est le processus qui consiste à utiliser des plantes accumulatrices et/ou hyperaccumulatrices pour extraire des éléments d'intérêt à partir de diverses matrices.

L'Agromine®, ou agromining® (Morel, 2013), représente une filière complète qui intègre toute la chaîne de production visant à obtenir des composés d'intérêt industriel et économique. Cette filière combine des processus agricoles appliqués à des ressources métallifères (ex. : sols, sédiments, déchets) et des processus pyro ou hydrométallurgiques appliqués à la biomasse récoltée pour récupérer les éléments ciblés.

Une solution fondée sur la nature pour la production de métaux

L'Agromine est une solution fondée sur la nature exploitant les propriétés acquises au cours de l'évolution par un ensemble d'espèces végétales qui sont domestiquées pour permettre la mise en place de systèmes de production de métaux. L'Agromine s'apparente ainsi à une filière de production agricole au même titre qu'une filière classique, comparable à celle du blé : elle débute par la production de semences et s'achève par la mise sur le marché de produits finis, comme la farine dans le cas du blé.

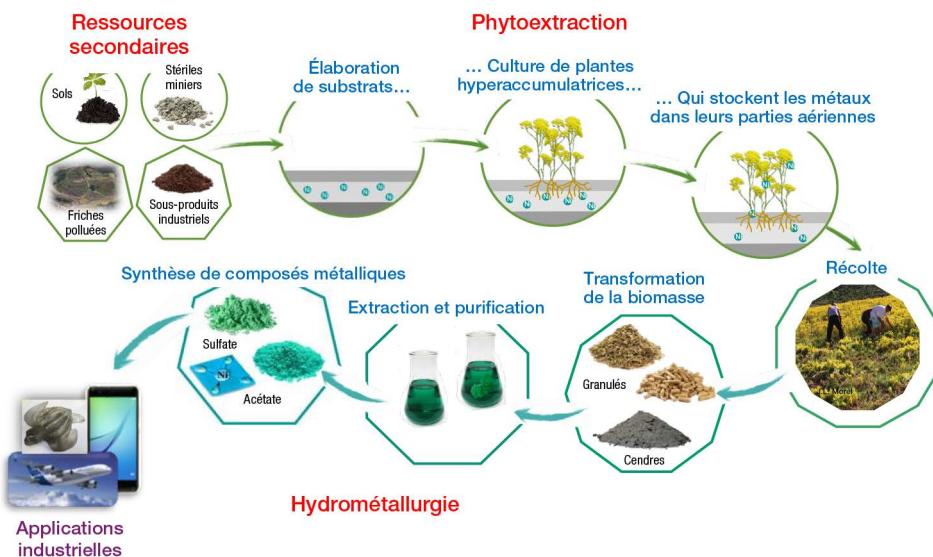


Figure 10.1. Représentation simplifiée de la chaîne d'agromine (source : B. Laubie).

La première phase de l'agromine consiste à produire une biomasse concentrée en métaux. Elle repose sur les procédés agronomiques traditionnels : préparation du sol, semis, fertilisation, protection de la culture, récolte et stockage (figure 10.1).

La seconde phase implique une série de procédés industriels qui transforment la biomasse en composés d'intérêt pour l'industrie. Ces procédés incluent notamment le traitement préliminaire de la biomasse, la lixiviation, la séparation, la purification et la cristallisation, nécessaires pour la récupération des éléments stratégiques.

Bien que l'extraction du métal par les plantes soit un élément clé pour la réussite de la filière agromine, elle ne représente qu'une étape dans une chaîne complexe de procédés. L'enjeu principal réside alors dans l'optimisation de chaque étape, chaque procédé de cette chaîne, pour faire de l'agromine une solution viable pour la production de métaux stratégiques. Cette optimisation doit répondre non seulement aux exigences économiques, mais également aux principes du développement durable en garantissant une faible empreinte environnementale et des performances élevées selon l'analyse du cycle de vie.

Dans ce qui suit, nous illustrerons la filière d'agromine à travers deux exemples d'éléments d'intérêt stratégique, le nickel et les terres rares.

► L'agromine du nickel

Un grand nombre d'espèces végétales sont capables d'accumuler le nickel, avec plus de 500 espèces identifiées à ce jour, sous des climats très variés. Ces plantes ont évolué dans des milieux bien pourvus en nickel, tels que les sols développés sur des roches ultramafiques (péridotite et serpentinite) originaires du manteau terrestre. Ces sols présentent des concentrations élevées de nickel, de chrome et de cobalt. À l'inverse, ils sont faiblement pourvus en éléments nutritifs (ex. : phosphore, potassium, calcium).

Les environnements ultramafiques sont fréquents en Europe, dans les Alpes et sur le pourtour méditerranéen, qui hébergent des espèces herbacées hyperaccumulatrices telles que *Odontarrhena chalcidica* (anciennement *Alyssum murale*) ou *Bornmuellera emarginata* (anciennement *Leptoplax emarginata*), qui peuvent contenir jusqu'à 3 % de nickel dans leurs parties aériennes. Ils sont surtout fréquents sous les tropiques, à Cuba, au Brésil, en Asie du Sud-Est et en Nouvelle-Calédonie, où des espèces ligneuses remarquables ont été décrites, certaines contenant jusqu'à 25 % de nickel dans la sève brute (Jaffré *et al.*, 1976). D'autres arbres, tels que *Phyllanthus rufuschaneyi* et *Rinorea bengalensis*, présents notamment sur l'île de Bornéo, peuvent accumuler jusqu'à 6 % de nickel dans les feuilles.

La raison d'être de l'hyperaccumulation du nickel reste inconnue. Cependant, les mécanismes d'absorption puis de stockage de l'élément sont bien documentés. Le nickel est absorbé par les cellules des racines des plantes hyperaccumulatrices en empruntant les mêmes voies que le zinc, un élément indispensable à la croissance et au développement (Deng *et al.*, 2019). Une fois dans la plante, le nickel se concentre principalement dans les cellules de l'épiderme des feuilles, où il est stocké dans les vacuoles sous forme de complexes avec des acides organiques, comme l'acide citrique et l'acide malique (Montargès-Pelletier *et al.*, 2008).

Essais d'agromine du nickel en région méditerranéenne

Les premiers essais en plein champ de l'agromine du nickel ont été conduits dans une zone ultramafique en Oregon (Li *et al.*, 2003), démontrant la faisabilité de la culture en plein champ. L'espèce testée, *Odontarrhena chalcidica*, originaire d'Albanie (Shallari *et al.*, 1998), a montré des résultats prometteurs. Des expériences ont ensuite été menées en Albanie, où cette espèce se développe spontanément sur les sols ultramafiques, qui couvrent près de 10 % de la surface totale du pays (Bani *et al.*, 2007; figure 10.2). Ces sols, caractérisés par une faible fertilité et un déséquilibre Ca/Mg, sont impropre à une agriculture viable et contribuent ainsi à l'exode rural.



Figure 10.2. Agromine du nickel sur sol ultramafique avec *O. chalcidica* (© J.-L. Morel).

Avec une gestion appropriée de la fertilité chimique (ex. : par apport d'amendements et d'éléments nutritifs) et un suivi de la plante du semis à la récolte (ex. : densité des plantes, gestion des adventices), la culture a permis d'atteindre des rendements supérieurs à 100 kg Ni/ha (Bani *et al.*, 2015). Des cultures ont alors été implantées en Grèce voisine, avec *Bornmuellera emarginata* également sur des sols ultramafiques, où l'optimisation des procédés agronomiques a abouti à des récoltes excédant 150 kg Ni/ha.

Aujourd'hui, des cultures d'agromine du nickel sont menées à des fins commerciales par l'entreprise Econick. En collaboration avec le cristallier Daum, Econick a permis la production d'un objet d'art coloré avec de l'oxyde de nickel biosourcé. Cet exemple illustre le potentiel de l'agromine pour développer des applications à forte valeur ajoutée, tout en s'inscrivant dans une démarche durable. Une autre initiative est la joint-venture Botanickel, qui ouvre également de nouvelles perspectives. Ces opérations permettent non seulement de produire du nickel en quantités économiquement viables, mais offrent également aux agriculteurs locaux une source de revenus pour des terres auparavant marginales ou simplement pâturées par de maigres troupeaux.

Botanickel, qui associe le producteur d'acier Aperam et l'entreprise Econick, chargée de développer l'agromine du nickel, vise à intégrer du nickel biosourcé dans la production d'acières inoxydables.

L'agromine du nickel en milieu tropical

L'agromine du nickel a été mise en œuvre pour la première fois dans les tropiques, sur l'île de Bornéo, avec la même stratégie (Nkruma *et al.*, 2016). Celle-ci vise à optimiser l'extraction du nickel, tout en générant un revenu pour les agriculteurs locaux. Dans cette région tropicale, où la biodiversité est un enjeu majeur, l'agromine est perçue comme une solution pour accroître les services écosystémiques fournis par les sols, voire restaurer ces services dans les zones dégradées par des activités agricoles intensives, comme la culture du palmier à huile.

Les hyperaccumulateurs testés incluent *Rinorea bengalensis* et *Phyllanthus rufuschaneyi*, cette dernière espèce étant endémique de la région choisie. Ces espèces ligneuses sont donc bien adaptées. *R. bengalensis* peut contenir jusqu'à 10% de nickel dans la sève, qui présente une couleur bleu-vert caractéristique. Les rendements mesurés jusqu'à présent dépassent les 250 kg Ni/ha, soulignant le potentiel considérable de l'agromine du nickel en milieu tropical.

L'extraction du nickel de la biomasse récoltée

Un autre défi de l'agromine réside dans le traitement de la biomasse pour extraire le nickel et produire des composés d'intérêt sous-adaptés aux usages de l'industrie. Les applications potentielles sont nombreuses, notamment la fabrication de catalyseurs (Losfeld *et al.*, 2012), la production de sels pour le traitement de surface (Barbaroux *et al.*, 2011) ou la synthèse d'oxydes de nickel pour de multiples usages.

Différents chemins peuvent être envisagés pour l'extraction et la production de composés du nickel. La voie pyrométallurgique (1 sur figure 10.3) permet de produire du métal pur à 99%, mais elle est énergivore. Une autre voie prometteuse (2) consiste à brûler la biomasse tout en récupérant la chaleur, suivie de procédés de lixiviation et d'hydrométallurgie. Les procédés choisis dépendent de la nature du composé final souhaité, qu'il s'agisse de sels ou d'oxydes métalliques. Enfin, la voie directe (3), bien que

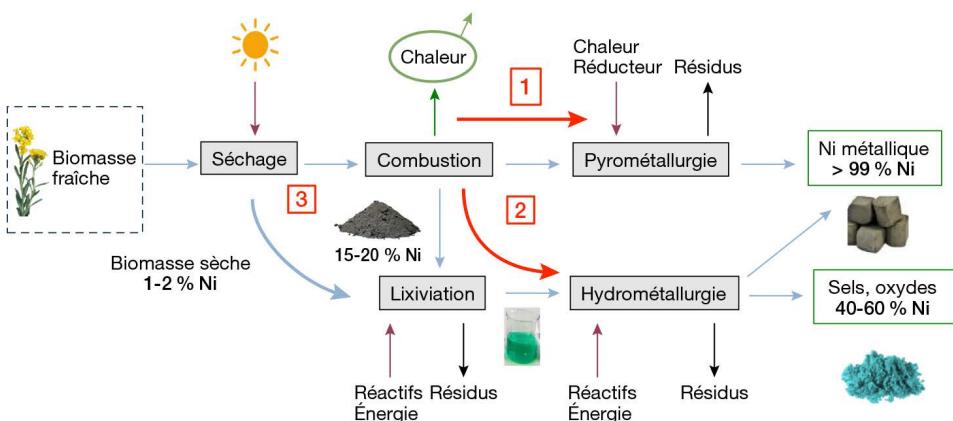


Figure 10.3. Récupération du nickel de la biomasse d'hyperaccumulateur (source : M.-O. Simonnot).

délicate à développer et à optimiser, présente l'avantage de limiter les besoins en énergie, et surtout elle permet une utilisation directe des extraits (ex. : catalyseurs) ou l'obtention de composés avec une formulation très spécifique, découlant de la composition de la biomasse et répondant aux attentes du marché. Les efforts de recherche se concentrent sur cette voie directe qui pourrait offrir des solutions efficaces et durables à l'avenir.

L'agromine du nickel produit de multiples bénéfices

Globalement, l'agromine du nickel est une filière innovante pour extraire cet élément stratégique par voie agricole. Mais, au-delà de la production de nickel, cette approche génère de multiples effets bénéfiques. La filière entretient, voire restaure les écosystèmes locaux, favorisant la biodiversité; la qualité des sols est améliorée par la réduction de l'érosion et l'augmentation de la fertilité; la qualité des eaux augmente en diminuant les risques de transfert d'éléments métalliques; les cultures contribuent à stocker du carbone; sur le plan paysager, les territoires sont valorisés; une nouvelle source de revenus est offerte aux agriculteurs; elle est aussi une source locale d'énergie; elle crée des opportunités pour l'écotourisme et une dynamique territoriale articulée autour du nickel.

► L'agromine des terres rares

Une opportunité stratégique

Les terres rares représentent un autre groupe d'éléments à très fort enjeu stratégique, en raison de la multitude d'applications technologiques potentielles en lien avec la transition énergétique. La Chine possède la majeure partie des ressources mondiales, principalement dans le sud du pays, où les terres rares sont associées à des argiles. L'exploitation passée, fondée sur des procédés à faible rendement (échange ionique *in situ*), a laissé des quantités significatives de terres rares dans les sols miniers. Ces sols constituent à la fois une source de pollution et une opportunité pour l'agromine.

Plantes hyperaccumulatrices de terres rares

Certaines espèces végétales, principalement des fougères, peuvent accumuler les terres rares à des concentrations dépassant 3 000 mg de terres rares/kg de biomasse. Parmi elles, *Dicranopteris linearis* est la plus prometteuse. Une autre espèce, *Phytolacca americana*, présente aussi une capacité à accumuler les terres rares, mais à un degré moindre (Yuan *et al.*, 2017).

L'absorption et l'accumulation des terres rares dans les frondes sont contrôlées par la transpiration et dépendent de la solubilité et de la concentration en solution des éléments dans les sols. Une fois absorbées, les terres rares s'accumulent dans les cellules de l'épiderme, où elles co-précipitent avec l'aluminium et le silicium (Liu *et al.*, 2020). La présence d'aluminium, souvent à des concentrations sensiblement équivalentes à celles de la totalité des terres rares, constitue une impureté majeure qui complique les opérations de récupération des éléments de la biomasse.

Extraction des terres rares de la biomasse

Comme pour le nickel, différentes voies ont été suivies pour extraire les terres rares de la biomasse de *D. linearis*. La combustion conduit à la production de cendres concentrées

en terres rares. Elles sont ensuite soumises à une lixiviation alcaline, suivie d'une dissolution acide et d'une précipitation sélective (Chour *et al.*, 2018). La voie directe peut utiliser un réactif chimique d'extraction, comme l'acide oxalique, suivi d'une précipitation sélective, et une éventuelle calcination conduit à la production d'oxydes de terres rares. Une autre voie a été testée reposant sur les résines échangeuses d'ions.

D'autres possibilités sont en cours d'étude et d'optimisation mais, d'ores et déjà, l'agromine utilisant *D. linearis* s'avère prometteuse. Les calculs montrent qu'il serait possible d'extraire 25 à 30 kg de terres rares/ha/récolte dans les conditions des anciens sites miniers de la Chine du Sud.

► Conclusion

L'agromine : une alternative complémentaire et durable

L'agromine constitue une voie complémentaire aux procédés miniers classiques, permettant de valoriser des ressources primaires ou secondaires à faible teneur en métaux stratégiques. Parmi les matrices exploitables, on trouve les sols ultramafiques, les sites industriels contaminés, les résidus miniers, les sédiments ainsi que les surfaces agricoles contaminées. Si l'agromine est d'ores et déjà opérationnelle pour le nickel, elle s'étend également à d'autres éléments comme les terres rares, le cobalt ou encore le sélénium, qui figurent parmi les éléments hyperaccumulés dans certaines plantes.

Un modèle minier durable, sous conditions

L'agromine peut être qualifiée d'activité minière respectueuse des principes du développement durable. Elle permet de valoriser des terres marginales tout en fournissant des services écosystémiques variés. Cependant, cette vision doit être nuancée car, si l'agromine est envisagée uniquement dans un objectif de maximisation de la production d'éléments à haute valeur technologique et économique, elle risque d'être conduite de manière intensive avec des conséquences environnementales potentiellement néfastes.

Lorsque l'agromine est envisagée dans une démarche plus large, impliquant l'investissement d'agriculteurs locaux, elle permet d'améliorer l'état des écosystèmes tout en fournissant des éléments essentiels pour les nouvelles technologies. Elle offre ainsi une combinaison unique entre bénéfices environnementaux, sociaux et économiques.

Les défis et les perspectives

Bien que prometteuse, l'agromine n'en est qu'à l'aube de son développement, et de nombreuses questions restent à résoudre. En particulier, une meilleure compréhension des mécanismes d'hyperaccumulation et les relations sol-plante-microorganismes, clés du transfert des éléments vers et dans les plantes, sont souhaitables. Bien que de nombreuses espèces hyperaccumulatrices aient été identifiées, il est nécessaire de poursuivre les efforts dans ce domaine, à la fois pour la connaissance fondamentale et pour les applications en agromine. La seconde phase de l'agromine, qui consiste à récupérer les métaux contenus dans la biomasse, représente un domaine encore très nouveau pour l'industrie. Nul doute que des innovations pour optimiser cette récupération vont voir le jour rapidement. Enfin, la filière étant pilotée par le marché des éléments stratégiques, elle doit faire preuve de souplesse et d'adaptabilité pour répondre rapidement aux besoins des industriels.

► Références bibliographiques

- Bani A., Echevarria G., Sulce S., Morel J.-L., 2015. Improving the agronomy of *Alyssum murale* for extensive phytomining: a five-year field study. *Int. J. Phytoremediation*, 17, 117-127. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.862204>
- Bani A., Echevarria G., Sulce S., Morel J.-L., Mullai A., 2007. *In-situ* phytoextraction of Ni by a native population of *Alyssum murale* on an ultramafic site (Albania). *Plant Soil*, 293, 79-89. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9245-1>
- Barbaroux R., Mercier G., Blais J.F., Morel J.-L., Simonnot M.O., 2011. A new method for obtaining nickel metal from the hyperaccumulator plant *Alyssum murale*. *Separation and Purification Technology*, 83, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.09.009>
- Chaney R.L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: *Land Treatment of Hazardous Wastes* (J.F. Parr, P.B. Marsh, J.M. Kla, eds), Noyes Data Corporation, Park Ridge, 50-76.
- Chour Z., Laubie B., Morel J.L., Tang Y., Qiu R., Simonnot M.O., Muhr L., 2018. Recovery of rare earth elements from *Dicranopteris dichotoma* by an enhanced ion exchange leaching process. *Chemical Engineering and Processing*, 130, 208-213. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2018.06.007>
- Deng T.H.B., Tang Y.T., Sterckeman T., Echevarria G., Morel J.-L. et al., 2019. Effects of the interactions between nickel and other trace metals on their accumulation in the hyperaccumulator *Noccaea caerulescens*. *Environ. Exp. Bot.*, 158, 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.11.015>
- Jaffré T., Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D., 1976. *Sebertia acuminata*: a hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science*, 193, 579-580. <https://doi.org/10.1126/science.193.4253.579>
- Li Y.-M., Chaney R., Brewer E., Roseberg R., Angle J.S. et al., 2003. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant Soil*, 249, 107-115. <https://doi.org/10.1023/A:1022527330401>
- Liu W.S., van der Ent A., Erskine P., Morel J.L., Echevarria G., Spiers K.M., et al., 2020. Spatially resolved localization of lanthanum and cerium in the rare Earth element hyperaccumulator fern *Dicranopteris linearis* from China. *Environmental Science and Technology*, 54 (4), 2287-2294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05728>
- Losfeld G., Escande V., Jaffré T., L'Huillier L., Grison C., 2012. The chemical exploitation of nickel phytoextraction: an environmental, ecologic and economic opportunity for New Caledonia. *Chemosphere*, 89, 907-910. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.004>
- Montargès-Pelletier E., Chardot V., Echevarria G., Michot L.J., Bauer A. et al., 2008. Identification of nickel chelators in three hyperaccumulating plants: an X-ray spectroscopic study. *Phytochemistry*, 69, 1695-1709. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2008.02.009>
- Morel J.-L., 2013. Using plants to “micro-mine” metals. <http://www.inra.fr/en/en/Scientists-Students/Biomass/All-the-news/Using-plants-to-micro-mine-metals>
- Morel J.-L., 2017. Attestation d'invention : “Vocables : Agromine/Agromining; Rhizomine/Rhizomining”, 10 juillet 2017, Institut national de la propriété industrielle de France (INPI), dépôt du 30 novembre 2018, n° national 18 4 504 7671.
- Nkrumah P.N., Baker A.J.M., Chaney R.L., Erskine P.D., Echevarria G. et al., 2016. Current status and challenges in developing nickel phytomining: an agronomic perspective. *Plant Soil*, 406, 55-69. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2859-4>
- Shallari S., Schwartz C., Hasko A., Morel J.-L., 1998. Heavy metal in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Sci. Tot. Environ.*, 209, 133-142. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)80104-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)80104-6)
- van der Ent A., Baker A.J.M., Echevarria G., Simonnot M.O., Morel J.L., 2021. *Agromining: Farming for Metals*, Springer, 489 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-58904-2>
- Yuan M., Guo M.N., Liu W.S., Liu C., van der Ent A. et al., 2017. The accumulation and fractionation of Rare Earth Elements (REEs) in hydroponically grown *Phytolacca americana* L. *Plant Soil*, 421, 67-82. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3426-3>

Partie IV

Faisabilité économique et acceptabilité sociale des stratégies de remédiation

Chapitre 11

La difficile économie de la remédiation des sols

Xavier Galiégue

Dans son ouvrage *Effondrement*, Jared Diamond dit son admiration pour les paysages du Montana, l'«État au ciel immense», dans lequel il se ressource régulièrement. Il y démontre pourtant comment cet État aux grands espaces vierges et sauvages, l'un des moins peuplés des États-Unis, concentre l'intégralité des problèmes environnementaux auxquels sont confrontées les sociétés industrielles avancées. Il y décrit notamment la façon dont la majorité des sols et des rivières y ont été contaminés de manière irréversible au xix^e siècle par des mines artisanales, en un temps décrit dans l'imaginaire collectif comme celui des aventuriers vivant dans la nature sauvage de l'Ouest américain.

On trouve dans les propos de J. Diamond tous les défis auxquels est confrontée la remédiation des sols pollués. Initialement ignorés, les dommages occasionnés par cette pollution invisible ont été progressivement découverts, et des actions de remédiations ont dû être engagées. Dans le cas du Montana, ces actions ont été principalement assurées par l'État fédéral, notamment par le biais du «Superfund» créé en décembre 1980, qui a financé le plus grand centre de dépollution des États-Unis, le site de Clark Fork. La raison essentielle de cette prise en charge tardive s'explique aisément par le fait que les responsables de cette pollution passée sont tous disparus (si tant est qu'on ait pu les identifier). Même si on avait pu les retrouver, dans l'hypothèse où leur entreprise leur aurait survécu, celle-ci n'aurait jamais été capable d'assumer ces dépenses et aurait dû se déclarer en faillite, ce que certaines d'ailleurs ont fait par la suite.

D'un point de vue économique, donc, la remédiations des sols est un domaine où on voit les obstacles se multiplier à l'encontre d'une solution qui permettrait d'associer de manière juste et équitable le responsable de la pollution aux dommages qu'il a occasionnés, ce que l'économiste nomme «internaliser les externalités», ou plus simplement appliquer le principe pollueur-payeur. C'est pourquoi dans ce chapitre nous allons présenter les obstacles non seulement économiques, mais aussi sociaux et environnementaux auxquels se trouve confronté le processus de remédiations des sols.

Plus précisément, il va s'agir tout d'abord de présenter les voies et les moyens par lesquels les économistes prennent en compte les dommages occasionnés par la pollution des sols. Ces dommages, comme on l'a vu dans le cas du Montana, peuvent en

effet avoir été ignorés parce qu'ils n'avaient pas d'incidence financière directe pour un agent économique. Mais ces dommages peuvent aussi devenir indirects – J. Diamond en donne de nombreux exemples, apparus postérieurement aux premières mines artisanales –, qui se sont traduits par des atteintes à la santé et au bien-être des populations. On verra que, pour les économistes, ces dommages peuvent être évalués directement, par des méthodes dites d'« évaluation contingente », ou indirectement, par des méthodes dites « hédoniques », la plus connue et tangible portant sur l'impact de la pollution des sols sur le prix des terrains – mais il y en a d'autres.

Il faudra ensuite se poser la question des dépenses de remédiation des sols. En effet, une fois le constat des dommages établi, il faut s'interroger sur la possibilité d'y remédier, et sur les moyens qui peuvent y être consacrés. Ici, l'économiste doit laisser la place à l'ingénieur et au scientifique, tant les techniques de remédiation sont nombreuses, et surtout peuvent aboutir à une renaturalisation partielle ou complète des sites, à un coût bien sûr croissant. Il faudra aussi tenir compte d'un autre paramètre, qui est relatif à la soutenabilité des techniques de remédiation utilisées. S'agissant de techniques visant à éliminer des sources de pollution persistante, l'argument peut paraître incongru. Et pourtant, l'expérience a enseigné que certaines techniques pouvaient avoir elles-mêmes un coût environnemental élevé, et donc être plus ou moins soutenables.

Enfin, il s'avère que l'étude des différentes techniques de remédiation des sols ne permet pas de les mettre sur une même métrique monétaire, et cela même en monétisant les gains sociaux et environnementaux qu'elles engendrent. Dans ce cas, il s'avère nécessaire de recourir à une approche multicritère, qui va rendre plus complexe le choix d'une technique de remédiation, et devra prendre en compte les intérêts des parties prenantes y participant. Et ces parties prenantes sont nombreuses : les responsables de la pollution (lorsqu'on les a trouvés !) et leurs financeurs, souvent leurs compagnies d'assurance, les entreprises impliquées dans la dépollution, les pouvoirs publics (nationaux ou locaux), les habitants/résidents des zones concernées par la pollution, les associations et les organisations non gouvernementales (ONG). Tous ces acteurs ont des intérêts qui peuvent être divergents, ce qui se reflétera dans la hiérarchie des critères qui sera retenue pour mettre en œuvre l'action de remédiation. L'économiste dispose dans ce domaine d'une boîte à outils utile sous la forme des modèles de modélisation multicritère/multiagent, qui permettent de prendre en compte la complexité de ces choix collectifs.

Une dernière précision : le point de vue retenu ici va être de se focaliser principalement sur la seule problématique de la remédiation des sols pollués, sans intégrer celle des cours d'eau ou de l'air, sachant toutefois que les problèmes rencontrés, et les outils utilisés dans ces autres domaines, sont les mêmes. Il faut noter aussi que l'impact de la pollution des eaux souterraines par les sols pollués, et celui de leurs techniques de remédiation sur la qualité de l'air seront bien sûr pris en compte dès lors qu'on traite de la dépollution des sols.

► La remédiation des sols : quel préjudice ?

Comme on l'a vu, si les préjudices apportés aux sols sont importants et multiples, dans la plupart des cas leurs coûts ont été ignorés : ils ont été supportés par la population, qui en a payé le prix par des pertes de production, la dégradation de la santé et des conditions de vie. Il n'est pas anodin que l'existence de ces sites pollués soit

devenue un objet d'intérêt pour les politiques environnementales dans les pays les plus anciennement industrialisés, qui ont pris conscience avant les autres de l'existence de ces pollutions, qui peuvent être diffuses ou au contraire localisées. J. Diamond décrit bien comment le Montana, État minier plutôt conservateur et opposé aux ingérences de l'État et de ses réglementations, a progressivement créé des lois et appliqué les lois fédérales renforçant le contrôle des mines, pour finalement d'ailleurs les abandonner progressivement.

La remédiation des sols a fait l'objet d'une nombreuse littérature (Ameller *et al.*, 2020), à dominante bien sûr scientifique et technique, mais aussi dans ses dimensions économique, sociale et environnementale. Cette dimension économique reste omniprésente dans le sens où, si des sols ont été contaminés, c'est à cause d'une activité humaine qui y a été menée pour des motifs économiques, sans prise en compte des dommages qu'elle occasionnait. Chez l'économiste, la première étape est donc d'évaluer ce préjudice, ce qui peut se faire soit par une évaluation directe, soit par une mesure indirecte.

Les mesures directes : évaluation contingente et choix expérimentaux

Pour évaluer directement les dommages occasionnés par la pollution des sols, il s'avère souvent difficile de mesurer l'ensemble des dommages occasionnés. Par contre, il est plus facile de calculer la propension à payer des utilisateurs du site contaminé, c'est-à-dire le prix qu'ils seraient prêts à payer pour bénéficier de l'accès à un sol dépollué (Tyrväinen et Väänänen, 1998; Simons et Winson-Geideman, 2005). Cette mesure se réalise le plus souvent par voie d'enquêtes en recourant à des méthodes d'évaluation contingente, ou par l'utilisation de choix expérimentaux.

Dans une évaluation contingente, on demande aux répondants, dans le cadre d'une enquête directe, d'évaluer directement cette propension à payer (Damigos et Kaliamvakos, 2003). Cette approche nécessite de faire un choix précis de la population retenue et requiert une administration du questionnaire évitant les nombreux biais induits par ce type d'enquête. Il faut notamment proposer une échelle de paiement qui soit cohérente avec les préférences des répondants, pour éviter le biais d'ancrage, par lequel le choix de cette échelle de paiement peut influencer l'évaluation de la dépense que les répondants sont prêts à assurer.

Une méthode alternative d'évaluation des préférences, dite «de choix expérimentaux», revient à tester les préférences des personnes enquêtées en leur proposant un ensemble de choix discrets dans différents scénarios auxquels sera associé un paiement (Alberini *et al.*, 2005). Ces scénarios mobilisent différentes modalités ou caractéristiques du processus de remédiation. Ces méthodes de choix expérimentaux ont l'avantage de permettre d'évaluer la propension à payer des individus à partir d'un ensemble de données beaucoup plus riche, et de limiter les biais créés par les méthodes directes d'évaluation contingente (Strazzera *et al.*, 2010). Par contre, le choix des scénarios et de la carte de paiement associée doit être réalisé de manière très fine. Il s'agit principalement d'éviter qu'un scénario domine les autres, ce qui limiterait la variabilité des réponses.

À l'issue de cette évaluation directe de la propension à payer, celle-ci pourra être comparée aux dépenses de remédiation, dans une démarche dite «de coût-bénéfice» (*Cost Benefit Analysis*, CBA). On reviendra sur ce point ultérieurement.

Les méthodes d'évaluation indirecte : prix hédoniques et coûts évités

Les méthodes d'évaluation indirecte des dommages environnementaux reposent sur l'idée que les individus peuvent révéler leurs préférences pour un environnement meilleur par un mécanisme de prix : on parle aussi de préférences révélées. Ici, deux méthodes complémentaires peuvent être mobilisées : la plus utilisée est celle des prix hédoniques (Palmquist, 1984), qui se fonde sur les données des prix de l'immobilier pour évaluer l'effet de la proximité d'un site pollué ou d'une source de nuisance sur la valeur des logements avoisinants (Neupane et Gustafson, 2008). Ainsi par exemple, une méta-analyse réalisée sur 28 études de prix hédoniques (Xiaonuo *et al.*, 2022) a révélé que la dépréciation des valeurs des propriétés situées à moins de 1 km d'un site pollué était en moyenne de 8,18 %, et de 4,8 % pour une distance comprise entre 1 et 2 km. Haninger *et al.* (2017) trouvent des valeurs proches, et évaluent le gain apporté par la remédiolation, qui est maximal pour une distance de 1 km vis-à-vis du site pollué. Au-delà de cette distance, ce gain s'atténue jusqu'à devenir nul à 4 km (figure 11.1).

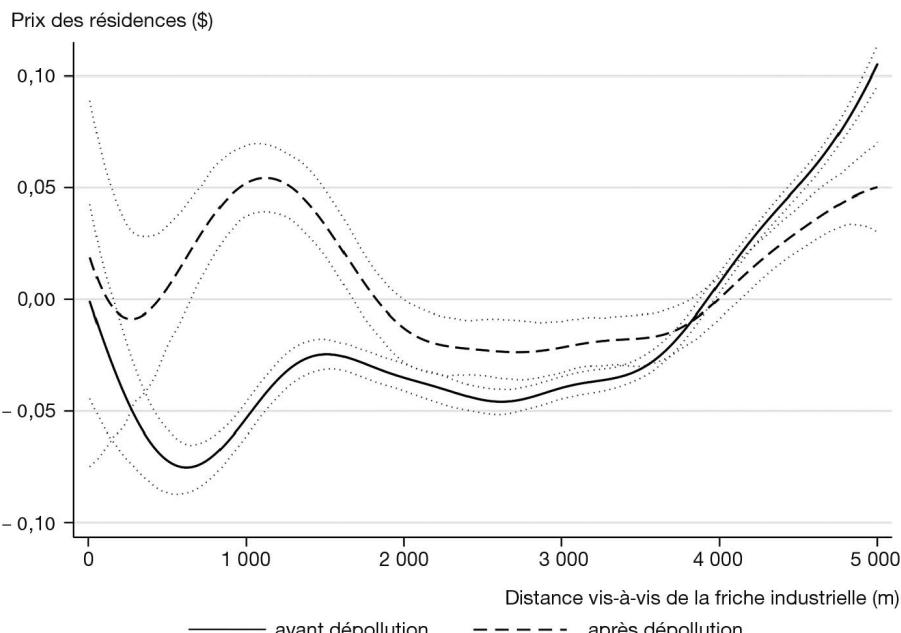


Figure 11.1. Estimation non paramétrique des prix des résidences avant et après remédiolation avec un intervalle de confiance de 99 % (source : Haninger *et al.*, 2017).

L'autre méthode de révélation des préférences repose sur l'évaluation des coûts évités par le processus de remédiolation d'un site contaminé (De Sousa, 2002). Elle se différencie de l'évaluation contingente par le lien qu'elle fait avec les dépenses concrètes pouvant être évitées par la dépollution des sols, alors que les méthodes d'évaluation directe portent sur une évaluation subjective des dommages occasionnés. Par contre, elle nécessite d'obtenir des données souvent difficiles à évaluer. Elle sera plus détaillée dans la section suivante.

► La remédiation des sols : quelle action de remédiation ?

Si le coût de la remédiation des sols peut être évalué auprès de ceux qui subissent les conséquences de leur pollution, il doit ensuite être comparé aux coûts des actions qui pourront être effectivement mises en œuvre pour la réaliser. Et ces actions sont confrontées à un ensemble de contraintes d'ordre non seulement technique et économique, mais aussi social et environnemental.

Les actions de remédiation : la partie visible de l'iceberg ?

Si on se penche tout d'abord sur les actions effectives de remédiation des sols, le premier élément qui apparaît, c'est le fait que ces actions ne recouvrent qu'une partie infime de la pollution occasionnée sur les sols. Pour la seule Europe, l'Agence européenne de l'environnement estime le nombre des sites pollués à 2,8 millions, pour lesquels seuls 8,3 % auraient fait l'objet d'une action de remédiation (Perez et Eugenio, 2018). Les résultats obtenus par une méta-analyse répertoriant toutes les études réalisées permet d'établir que ces actions concernent massivement les pays industriels, sur les continents européen et américain, auxquels s'ajoute désormais la Chine (Xiaonuo *et al.*, 2022). Qu'un grand nombre de pays n'aient pas fait l'objet d'études ne signifie pas bien sûr qu'ils ne subissent pas de dégradation de leurs sols (qu'on pense à la Fédération de Russie, à l'Inde ou à l'ensemble des pays émergents d'Asie du Sud-Est), mais bien que ces pays, pour des raisons diverses, soit n'ont pas réalisé ces actions de remédiation, soit ne les ont pas fait passer par le tamis des études universitaires ou autres.

La deuxième caractéristique qui apparaît est relative à la difficulté de l'évaluation de ces coûts. Selon Huysegoms et Cappuyns (2017), le coût de remédiation des sites contaminés au niveau européen avoisinerait les 6 milliards d'euros annuels, ce qui constitue une fourchette basse, puisqu'il concerne les seuls sites officiellement répertoriés. Aux États-Unis, toujours selon les deux auteurs, l'Agence de protection de l'environnement a identifié des dizaines de milliers de sites en attente de remédiation, dont 1782 sont définis comme prioritaires et nécessitent une remédiation d'urgence.

Le périmètre des actions de remédiation : *a minima*, partiel ou durable ?

Le choix du périmètre des actions de remédiation s'avère être un enjeu crucial : s'agit-il de réaliser une remédiation *a minima*, c'est-à-dire qui se contente de se conformer aux réglementations environnementales existantes, ou faut-il au contraire la faire en profondeur, en prenant en compte des critères de durabilité ? Il existe en fait un large spectre d'actions possibles, ce qui explique la profusion de la littérature dans ce domaine. Mais cette profusion se traduit aussi dans leurs coûts : en clair, si les actions de remédiation peuvent être plus ou moins coûteuses, ce seront les plus complètes qui seront les plus coûteuses.

Plus précisément, dans son sens le plus étroit, la remédiation des sols porte sur le simple objectif de réduction des concentrations de contaminants en dessous des normes réglementaires, cette action devant se réaliser dans les meilleurs délais (Floris *et al.*, 2024). Cela revient donc à mener des travaux d'ingénierie environnementale au moindre coût, en tenant compte des facteurs d'incertitude pouvant affecter ce type d'action. Mais cela peut avoir un coût environnemental élevé, notamment par

des émissions supplémentaires de CO₂. De ce fait, la tendance actuelle est d'intégrer à ces actions de remédiations la notion de durabilité, en y ajoutant des critères sociaux et environnementaux. C'est la notion de remédiations durables, qui est définie selon la norme ISO 18504:2017 comme «l'élimination et/ou le contrôle de risques inacceptables d'une manière sûre et ponctuelle, tout en optimisant la valeur environnementale, sociale et économique du travail» (ISO, 2017). Elle a abouti à la publication d'un grand nombre d'indicateurs et de lignes directrices nationales, les pionniers dans ce domaine étant la Suède (SEPA en 2009), le Royaume-Uni à travers le Sustainable Remediation Forum United Kingdom (SeRF-UK en 2010), suivi par les États-Unis (USEPA en 2012).

Entre ces deux visions extrêmes de la remédiations, un grand nombre de solutions intermédiaires existent, qui peuvent être arbitrées par leurs coûts. Mais encore faut-il déterminer à quoi correspond cette notion de coût. Si en effet on se cantonne aux seuls coûts monétaires directs pour déterminer une technique de remédiations, celle-ci risquerait de se faire *a minima*. À l'inverse, des techniques plus coûteuses peuvent engendrer des bénéfices environnementaux et sociaux supérieurs, dont il faut tenir compte. Il s'agit dans ce cas d'évaluer les techniques de remédiations dans le cadre des CBA, qui prend en compte l'ensemble des coûts et bénéfices économiques, sociaux et environnementaux des actions engagées (Söderqvist *et al.*, 2015 ; Volchko *et al.*, 2017). C'est ainsi qu'il est parfaitement concevable que ce type de CBA puisse aboutir à rejeter les techniques qui se cantonnent à simplement déplacer la source de pollution en excavant les sols contaminés et en stockant leurs résidus après traitement (les méthodes *Excavation and Disposal*). On peut même imaginer que l'intégration des critères de durabilité aboutisse *in fine* à l'abandon d'actions de remédiations, très coûteuses en émissions de CO₂ et en traitement des sols contaminés, ce qui reviendrait dans certains cas à simplement cantonner les sites pollués en l'état plutôt que les traiter.

Traiter les sols : où, et dans quel délai ?

L'un des dommages causés par la pollution des sols se traduit par une perte de la valeur des terrains avoisinants, et l'action de remédiations permet évidemment à ces terrains de reprendre de leur valeur, comme on l'a vu sur la figure 11.1. Évidemment, il vient immédiatement à l'esprit que cet effet va être beaucoup plus important dans des zones urbaines et/ou industrielles, où le prix des terrains est beaucoup plus élevé que dans des zones urbaines moins denses, ou *a fortiori* dans des zones agricoles. Cela signifie aussi que la pression en faveur de la remédiations y sera moins forte.

À ce facteur de localisation il faut ajouter un autre élément qui porte sur la durée que va prendre la remédiations : certaines techniques peuvent être lentes dans leur action, d'autres plus rapides, mais partielles. C'est le cas de la phytoremediation, qui doit suivre les cycles de la vie végétale, contrairement aux techniques utilisant d'autres moyens, comme les techniques chimiques. Ainsi, Wang et Delavar (2023) proposent une taxonomie de ces techniques (figure 11.2) en fonction de ces deux critères (valeur des terrains et rapidité de l'action de remédiations) : elle aboutit à privilégier les actions de phytoremediation dans les régions agricoles ou faiblement urbanisées, les techniques chimiques ou physiques étant utilisées dans les zones urbaines. À noter que cette approche peut aussi s'appliquer aux techniques de dépollution des eaux.

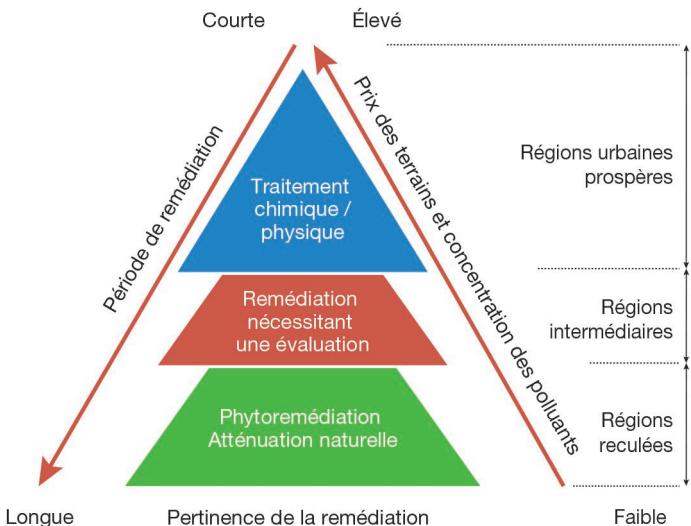


Figure 11.2. Classification des actions de remédiation en fonction de la valeur foncière des sols et de leur rapidité d'action (source : Wang et Delavar, 2023).

► Quel critère de remédiation ? Le jeu complexe des acteurs

Si on considère maintenant un ensemble d'actions de remédiation sur un territoire donné, il va s'agir d'en choisir une, ou en tout cas de proposer un ensemble d'outils permettant d'aboutir à une décision considérée comme satisfaisante.

La première idée qui vient à l'esprit est de réaliser une CBA permettant d'intégrer l'ensemble des dimensions des actions envisagées, dans un calcul de rentabilité élargi de l'investissement. C'est évidemment une démarche complexe, qui nécessite d'agrégier des évaluations sur des critères qu'il n'est pas toujours possible de ramener sur une seule dimension monétaire.

Une démarche alternative est de recourir à une approche multicritère pour parvenir à un classement des solutions proposées sur une échelle donnée. Ces méthodes d'analyse de décision multicritère (*Multicriteria Decision Analysis*, MCDA) ont connu un terrain de choix avec la remédiation des sols, Floris *et al.* (2024) recensant 43 MCDA sur la période 1995-2020. Le cadre général d'une MCDA nécessite, selon Floris *et al.* (2024), d'abord de décrire le contexte de la décision et la structuration du problème à résoudre, puis d'analyser les différentes alternatives en fonction d'un certain nombre de critères, et enfin de les classer, en sélectionnant une solution préférée ou un sous-ensemble de solutions parmi l'ensemble des choix possibles. Le problème principal est celui de la pondération qui va être accordée à chacun des critères retenus.

Dans le maquis des multiples MCDA appliquées à la remédiation des sols, on va se concentrer ici sur la méthode SCORE (pour *Sustainable Choice of Remediation*; Rosen *et al.*, 2015; Anderson *et al.*, 2018), qui a fait l'objet de nombreuses applications.

On voit sur la figure 11.3 que dans la méthode SCORE, chaque solution de remédiation va faire l'objet d'un classement en fonction de critères économique, social et environnemental. Chaque critère réunit des sous-critères, et permet de définir trois

indices, de soutenabilité économique, sociale et environnementale. La soutenabilité économique se mesure en termes de critères de choix d'investissement traditionnels (valeur présente nette, taux de rendement interne, temps de retour). Par contre, les deux autres critères aboutissent à agréger des valeurs composites dans un indice unique, dont les sous-pondérations sont déterminées dans le cadre de l'analyse multicritère. Ce double processus de pondération, à l'intérieur de chaque critère et entre critères, aboutit finalement à une évaluation de soutenabilité totale.

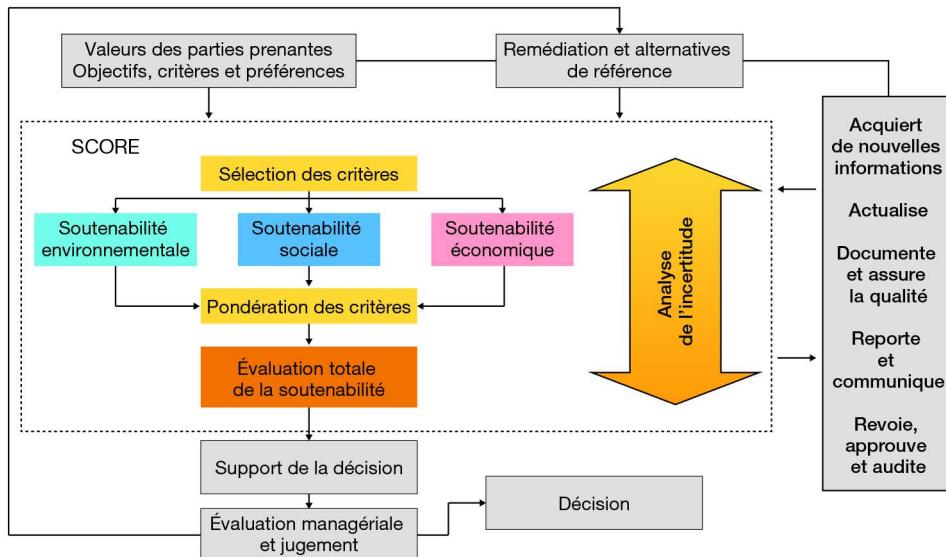


Figure 11.3. La méthode SCORE d'évaluation multicritère des actions de remédiations des sols (source : Rosen *et al.*, 2015).

La méthode SCORE a été appliquée sur quatre sites en Suède et en Autriche (Rosen *et al.*, 2015). Le cas du site d'Hexion, à Göteborg, y est détaillé. Il s'agit d'un site de production de peinture et d'autres solvants, pour lequel quatre projets alternatifs ont été évalués. Ces alternatives allaient de la simple excavation et évacuation des déchets, jusqu'à des prétraitements et des lavages/tamisages des sols appliquant des normes de dépollution beaucoup plus strictes que la réglementation en vigueur. Chaque alternative a elle-même été évaluée en fonction de trois scénarios attribuant des poids différents aux critères de soutenabilité, et aboutissant à une CBA (avec évaluation monétaire des bénéfices) ou une analyse de coût-efficacité (sans évaluation monétaire des bénéfices).

Dans tous les cas, la remédiations entraîne des dommages environnementaux, liés principalement aux émissions de gaz à effet de serre, mais avec une soutenabilité sociale et environnementale beaucoup plus forte pour les alternatives les plus exigeantes. La comparaison des différentes alternatives aboutit finalement à privilégier la solution la plus coûteuse, dont les gains environnementaux et sociaux viennent compenser les surcoûts financiers. À noter aussi que l'incertitude est prise en compte *via* l'utilisation de simulations de Monte-Carlo, qui permettent de tester la sensibilité des différentes alternatives aux variations des paramètres retenus pour les calibrer.

Un dernier point est souligné, dans cette étude de cas comme dans les différentes revues de littérature (notamment Floris *et al.*, 2024), qui insistent sur la nécessité d'associer d'emblée toutes les parties prenantes au processus de remédiation dans la définition des critères et leur pondération. Cette étape est décisive pour parvenir à un choix consensuel d'un processus de remédiation, et surtout pour son acceptabilité sociale – le volet social de la notion de durabilité. En d'autres termes, il faut savoir prendre en compte la complexité des jeux d'acteurs qui sous-tendent les décisions collectives.

► Conclusion

Négligée ou ignorée pendant longtemps, la pollution des sols a fait l'objet d'actions encore limitées, reflets de l'absence de sa prise en compte dans des décisions économiques passées, et des différentes contraintes techniques et économiques qui l'affectent. On a vu ici que si le coût collectif de la pollution des sols pouvait être évalué, celui de sa remédiation s'avérait plus difficile à faire, dès lors qu'il s'agit de soumettre ce processus à des critères de durabilité. D'un point de vue économique, cette contrainte supplémentaire, environnementale et sociale, aboutit de fait à renchérir le coût des actions de remédiation, rendant les choix à réaliser dans ce domaine plus complexes. Cela rend encore plus nécessaire d'associer toutes les parties prenantes aux choix des processus de remédiation, pour qu'ils soient acceptés par tous en connaissance de cause.

► Références bibliographiques

- Alberini A., Longo A., Tonin S., Trombetta F., Turvani M., 2005. The role of liability, regulation and economic incentives in brownfield remediation and redevelopment: evidence from surveys of developers. *Reg. Sci. Urban. Econ.*, 35 (4), 327-351. <https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2004.05.004>
- Ameller J., Rinaudo J.D., Merly C., 2020. The contribution of economic science to brownfield redevelopment: a review. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 16 (2), 184-196. <https://doi.org/10.1002/ieam.4233>
- Anderson R., Norrman J., Back P.E., Söderqvist T., Rosén L., 2018. What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. *Sci. Total Environ.*, 630, 103-116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.120>
- Damigos D., Kaliampakos D., 2003. Assessing the benefits of reclaiming urban quarries: a CVM analysis. *Landsc. Urban Plan.*, 64 (4), 249-258. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00243-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00243-8)
- De Sousa C.A., 2002. Measuring the public costs and benefits of brownfield versus greenfield development in the Greater Toronto area. *Environ. Plan. B: Planning and Design*, 29 (2), 251-280. <https://doi.org/10.1068/b1283>
- Diamond J., 2006. *Effondrement. Comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie*, Gallimard.
- Floris A., Hendrickx L., Turcanu C., Week L., Van Orshoven J., 2024. Multi-criteria decision analysis to support the remediation of polluted soils: a review of case studies. *Land*, 13, 887. <https://doi.org/10.3390/land13060887>
- Haninger K., Ma L., Timmins C., 2017. The value of brownfield remediation. *J. Assoc. Environ. Resour. Econ.*, 4 (1), 197-241. <https://doi.org/10.1086/689743>
- Huysegoms L., Cappuyns V., 2017. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. *J. Environ. Manage.*, 196, 278-296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.002>
- ISO, 2017. *Soil Quality, Sustainable Remediation*, norme ISO 18504:2017, ISO, Genève, Suisse.
- Neupane A., Gustavson K., 2008. Urban property values and contaminated sites: a hedonic analysis of Sydney, Nova Scotia. *J. Environ. Manage.*, 88 (4), 1212-1220. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.006>

- Palmquist R.B., 1984. Estimating the demand for characteristics of housing. *Rev. Econ. Stat.*, 66 (3), 394-404. <https://doi.org/10.2307/1924995>
- Perez A.P., Eugenio R.N., 2018. Status of local soil contamination in Europe: revision of the indicator “Progress in the Management Contaminated Sites in Europe”. Publications Office of the European Union, Brussels.
- Rosen L., Back P.E., Soderqvist T., Norrman J., Brinkoff P. *et al.*, 2015. SCORE: a novel multi-criteria approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Sci. Total Environ.*, 511, 621-638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058>
- Simons R., Winson-Geideman K., 2005. Determining market perceptions on contamination of residential property buyers using contingent valuation surveys. *J. Real. Estate Res.*, 27 (2), 193-220. <https://doi.org/10.1080/10835547.2005.12091154>
- Söderqvist T., Brinkhoff P., Norberg T., Rosén L., Back P.-E. *et al.*, 2015. Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land. *J. Environ. Manage.*, 157, 267-278. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.024>
- Strazzera E., Cherchi E., Ferrini S., 2010. Assessment of regeneration projects in urban areas of environmental interest: a stated choice approach to estimate use and quasi-option values. *Environ. Plan. A*, 42 (2), 452-468. <https://doi.org/10.1068/a4213>
- Tyrväinen L., Vääränen H., 1998. The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method. *Landsc. Urban. Plan.*, 43 (1-3), 105-118. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(98\)00103-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00103-0)
- Vlochko Y., Norrman J., Rosen L., Karlfedt Fedje K., 2017. Cost-Benefit analysis of copper recovery in remediation projects: a case study from Sweden. *Sci. Total Environ.*, 605-606, 300-314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.128>
- Wang J., Delavar M.A., 2023. Techno-economic analysis of phytoremediation: a strategy rethinking. *Sci. Total Environ.*, 902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165949>
- Xiaonuo L., Shiyi Y., Cunda A., Welpin C., 2022. Sustainability transitions of contaminated sites: a global meta-analysis on economic effects of remediation behavior. *Land Degradation and Development*, 33 (11). <https://doi.org/10.1002/ldr.4270>

Chapitre 12

Les freins sociaux à l'instauration du phytomanagement

Valérié Bert, Hervé Flanquart

► Qu'est-ce que l'acceptabilité sociale ?

Pour les phytotechnologies, se pose la même question que pour n'importe quelle innovation arrivant dans un territoire où elle n'a encore jamais été déployée, celle de sa réception par les habitants (figure 12.1). En effet, la double approche technique et économique ne suffit pas pour savoir si une innovation peut avoir sa place dans un territoire, il faut également se préoccuper de la façon dont ceux qui y sont déjà installés la perçoivent. C'est ce que l'on appelle l'« acceptabilité sociale ». Les habitants sont-ils favorables à ce nouvel arrivant dans leur environnement immédiat ? Ou au contraire le voient-ils comme un intrus, quelque chose qui vient bouleverser leurs repères et porter atteinte à leurs habitudes, à leur confort de vie ? Quand il y a un nouvel arrivant dans le territoire, les relations entre les différents occupants (habitants, entreprises, commerces, administrations, etc.) se reconfigurent, et certains – essentiellement les habitants – peuvent s'estimer perdants (Flanquart, 2022). La réception habitante peut aller de l'acceptation enthousiaste au refus total, en passant par des états intermédiaires, dont l'indifférence.

Ainsi, une innovation technique peut être techniquement mature et avoir un rapport coût/bénéfice positif pour son exploitation, mais en même temps susciter une méfiance, une hostilité, voire un rejet total, de la part d'une partie ou de l'ensemble de la population. C'est pourquoi les études techniques et économiques qui précèdent les décisions d'implantation d'éoliennes, de centrales solaires ou autres sites productifs controversés sont de plus en plus souvent accompagnées d'études d'acceptabilité sociale.

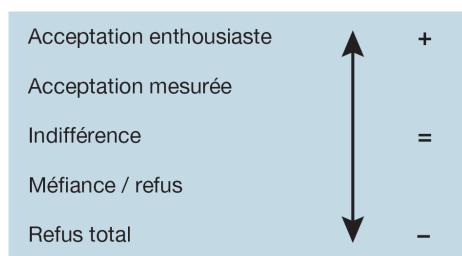


Figure 12.1. Échelle de l'acceptabilité sociale.

► Quelle acceptabilité pour les phytotechnologies ?

L'acceptabilité dans la méthodologie française de gestion des sites et sols pollués

En matière de sites et de sols pollués, les démarches de gestion mises en place s'appuient sur les principes suivants : prévenir les pollutions futures, mettre en sécurité les sites nouvellement découverts, connaître, surveiller et maîtriser les impacts, traiter et réhabiliter en fonction de l'usage; puis pérenniser cet usage, garder la mémoire, impliquer l'ensemble des acteurs. Dans la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (Direction générale de la prévention des risques, 2017), il est explicitement dit que, pour réaliser les diagnostics appropriés, il faut s'assurer de « l'implication des populations, des différentes parties prenantes (y compris les exploitants agricoles) et des élus [...] tant pour connaître les usages des sols et des milieux que pour accéder aux lieux considérés ». Néanmoins, si ces acteurs doivent aider les experts à recueillir des données (ex. : quels lieux sont fréquentés, pour quel usage), il n'est pas explicitement fait mention d'une étape de concertation avec les riverains ou les usagers des sites pollués.

Les riverains apparaissent en amont de l'expertise (fournisseurs d'information), puis en aval (destinataires de l'information sur le diagnostic et des recommandations sur le bon usage du lieu), mais pas comme de véritables acteurs du dialogue. Ainsi, on a bien une sortie du schéma classique de l'expert omniscient qui fait face à un profane¹¹ ignorant par essence (Flanquart, 2016), mais il reste à améliorer la méthodologie pour que ce dernier participe réellement à la réflexion. Par ailleurs, quand le document évoque la notion d'acceptabilité, il ne s'agit pas de l'acceptabilité sociale, mais de l'acceptabilité sanitaire ; et l'estimation des risques engendrés par les pollutions est la seule affaire des experts, aucunement celle de la population.

De même, dans le plan de gestion, un des outils de cette méthodologie pour l'aide à la décision, l'acceptabilité sociale, n'apparaît qu'à la marge. Une étape de ce plan consiste à réaliser le bilan coût-avantage, c'est-à-dire à comparer les scénarios de gestion envisagés sur la base de cinq familles de critères : techniques et normatifs, économiques, environnementaux, sociopolitiques, et juridiques et réglementaires. À l'issue de ce bilan, la comparaison des techniques de gestion sur la base de critères objectifs, argumentés et transparents, doit « garantir que les impacts provenant des pollutions résiduelles sont maîtrisés et acceptables tant pour les populations que pour l'environnement » (Direction générale de la prévention des risques, 2017). Pourtant, là encore, si la méthodologie technique est détaillée (ex. : courbes d'iso-concentration, traitements *in situ* ou hors site, discussion sur les normes déterminant les seuils d'acceptabilité sanitaire des risques), aucun élément concret n'est donné à l'utilisateur de la méthodologie pour savoir comment recueillir l'avis des populations et déterminer ce qui est acceptable pour elles.

De la lecture de cette méthodologie, on peut donc conclure que si le ministère de l'Environnement a bien intégré la nécessité de se préoccuper de l'acceptabilité sociale

11. En sciences sociales, on a coutume de désigner par le terme « profane » celui qui est confronté à un risque mais ne possède pas de connaissance scientifique particulière à son propos. « Profane » s'oppose alors à « expert ». Les connaissances que le profane possède sur le risque pris en considération sont généralement fragmentaires et acquises en dehors de lieux de formation : université, séminaires de formation, etc. (voir H. Flanquart, *Les mots du risque*, Hypotheses.com).

des méthodes de traitement des sites et sols pollués, il en reste à l'énoncé de l'impératif et semble démuni pour donner des indications concrètes sur les méthodes à employer pour prendre en compte l'avis de tous les acteurs, les riverains en particulier.

L'acceptabilité des phytotechnologies dans la littérature scientifique

Si on se tourne vers la littérature scientifique traitant de la question de l'acceptabilité des phytotechnologies, on s'aperçoit qu'elle reste très limitée. De plus, quand on la parcourt, on constate que l'acceptabilité étudiée concerne surtout celle des gestionnaires de sites, des décideurs, rarement celle du grand public. De manière générale, on constate un quasi-désintérêt pour tout ce qui concerne l'avis des riverains des sites à dépolluer.

Ainsi, quand Conesa *et al.* (2012) s'interrogent sur la faible utilisation des phytotechnologies dans le traitement des sols pollués, ils n'évoquent jamais l'acceptabilité du grand public. Ils insistent surtout sur le fait que vingt ans après leur entrée dans les thématiques de recherche en biologie, les phytotechnologies sont encore mal connues et très peu utilisées par les gestionnaires d'espaces pollués (terres, eaux de surface et souterraines, sédiments), notamment par des métaux. Les chercheurs le déplorent mais ne trouvent cela pas vraiment étonnant, puisque, expliquent-ils, même dans le monde académique, des doutes existent encore sur leur fiabilité et leurs possibilités. La solution des auteurs pour qu'elles soient plus utilisées est essentiellement d'en faire, en accord avec le concept de phytomanagement, des opérations économiquement rentables, en leur associant des productions valorisables : bois, produits agricoles non alimentaires, biocarburants, etc. Mais dans l'article, il n'est fait nulle mention des riverains, ni des espaces où seraient mises en place les phytotechnologies, ni des consommateurs finaux des produits qui en seraient issus. Le débat sur l'acceptabilité se passe en dehors d'eux.

De leur côté, Gehhardt *et al.* (2017) se donnent bien pour but de traiter de l'acceptabilité sociale des phytotechnologies, mais ils le font surtout *via* le prisme des experts et des gestionnaires de sites pollués, très peu du grand public. Ce n'est qu'après avoir compilé les 13 raisons de la sous-utilisation de ces méthodes que les auteurs abordent enfin la question de savoir comment en améliorer leur acceptabilité. Dans la section intitulée « Comment obtenir une plus grande acceptation de la phytoremédiation par l'industrie et le gouvernement », qui réunit 14 suggestions, les riverains, consommateurs ou autres profanes n'apparaissent quasiment pas. Si l'acceptabilité du grand public est quand même traitée, elle l'est uniquement avec celle des entreprises privées. Les auteurs préconisent d'« informer activement le public et le secteur privé sur la phytoremédiation », considérant que les éduquer en la matière aidera à les détourner des méthodes traditionnelles (excavation et stockage sur sites dédiés) et à en privilégier d'autres plus vertes. Cette faible prise en compte des conditions d'acceptabilité du grand public est d'ailleurs confirmée à la lecture des 14 propositions, dont une seule lui est vraiment destinée. Dans celle-ci, les auteurs suggèrent de sélectionner un échantillon d'études ayant démontré l'efficacité des phytotechnologies et d'en publiciser les résultats sur les réseaux sociaux. Élargir les supports de diffusion au-delà des revues académiques et des journaux spécialisés devrait permettre de toucher à la fois le grand public et le secteur privé. Notons néanmoins que la 9^e proposition, qui est de valoriser la biomasse produite sur le sol pollué en biocarburants, bois de chauffage, charbons actifs ou huiles essentielles, peut

également avoir un impact sur l'acceptabilité du grand public et le convaincre de l'intérêt des phytotechnologies, le grand public étant plutôt sensible au fait que les terres polluées puissent conserver une utilité (Lounes-Hadj Saharou *et al.*, 2023).

En adéquation avec ces deux articles, les travaux récents de Rimal (2023) montrent que l'acceptabilité des profanes reste mal prise en compte et mal étudiée. Se donnant pour but d'analyser l'acceptabilité de la phytoépuration (ou hydrophytoremédiation), Rimal s'adresse à cinquante experts canadiens, membres d'universités, administrations provinciales, entreprises privées ou organisations non gouvernementales (ONG). Et si l'on peut douter de l'intérêt des résultats de l'enquête en matière d'acceptabilité sociale, c'est moins parce que seuls neuf de ces experts actifs dans l'agriculture, la biologie, l'environnement et l'agroforesterie ont répondu au questionnaire envoyé, que parce qu'aucun profane n'a été interrogé.

Il existe néanmoins quelques recherches sur l'acceptabilité des phytotechnologies par des profanes, et l'une de ces études pionnières est celle de Kim (2016). Elle concerne une zone urbaine de Roanoke (Virginie, États-Unis), située à proximité d'un projet de revitalisation d'une friche ferroviaire. Kim a interrogé deux groupes de citoyens sur la question et en a comparé les réponses. Le premier groupe est constitué de personnes (N = 30) recrutées parmi les 6 000 résidents du quartier, lors des réunions mensuelles et en porte-à-porte. Le second est composé d'étudiants inscrits en architecture paysagère (du premier cycle au doctorat) dans l'Institut polytechnique de Virginie ou l'université d'État (N = 40). Dans l'enquête, cinq niveaux de contamination des sols sont considérés, allant du « risque urgent pour la santé publique » à « aucun risque pour la santé publique ». En parallèle, quatre types d'aménagement des sols sont proposés aux répondants, allant d'aucune intervention à un décapage complet du sol de surface et à la couverture d'une partie du site par des bâtiments, en passant par deux scénarios mixant dans des proportions différentes le confinement par l'encapsulage des zones les plus contaminées et la phytoextraction pour le reste. L'étude montre que le niveau de contamination a une influence sur l'acceptabilité des méthodes de traitement : plus les sols sont pollués, moins la phytoextraction apparaît souhaitable.

Par ailleurs, des deux populations, les étudiants se montrent plus ouverts aux phytotechnologies que les résidents : ils sont plus nombreux à les déclarer acceptables, même quand les sols sont assez fortement pollués. Kim (2016) en déduit que posséder plus de savoir incite à mieux accepter les phytotechnologies, même si d'autres facteurs peuvent également jouer, les deux sous-populations ne différant pas uniquement par leur niveau d'instruction spécialisée. Globalement, les étudiants sont jeunes, sans enfants et dépourvus des responsabilités incombant aux propriétaires fonciers, tandis que les résidents sont plus vieux, plus investis dans la communauté et physiquement moins actifs. Ces différentes caractéristiques agissent-elles sur l'acceptabilité ? Si oui, dans quelle proportion ? L'auteure reconnaît qu'il est difficile de répondre à ces questions, et recommande à qui envisage d'utiliser les phytotechnologies d'être attentif au contexte, notamment aux informations disponibles sur le niveau de pollution des sols traités et à l'ampleur des risques encourus par le public. L'information donnée au public doit être fiable, ni trop rassurante ni trop alarmiste ; dans ce second cas notamment, cela constituerait un frein réel à l'utilisation des phytotechnologies.

De manière générale, le déploiement des phytotechnologies semble davantage freiné par la durée du traitement quand il s'agit de dépolluer les sols (phytoextraction) que

par des problèmes de réception sociale. Ainsi, quand il s'agit de fixer la pollution (phytostabilisation) et de continuer à utiliser les terres polluées *via* un changement d'usage, la méthode est bien acceptée. Dans le cadre de la recherche Extra-Zn, dont l'objectif global était la production de biomasses enrichies en Zn par phytoextraction pour l'écocatalyse (Bert *et al.*, 2023) sur un site pollué à Montataire (Oise, France), une enquête sociologique par *focus groups* ambitionnant d'analyser l'acceptabilité sociale de ce type de démarche a été menée au printemps 2021. Des volontaires ont participé à une rencontre, animée par les chercheurs, et étaient laissés libres de s'exprimer, le but étant le partage des avis et des ressentis sur le sujet abordé (Geoffrion, 2003). Deux *focus groups* ont été constitués. Le premier rassemblait huit personnes habitant la commune de Montataire, sept retraitées et une personne active âgée d'une vingtaine d'années. La rencontre a eu lieu dans une salle de la mairie. Le second groupe était quant à lui composé de treize personnes âgées de 17 et 18 ans, scolarisées au lycée André-Malraux de Montataire, en terminale scientifique, spécialisation « sciences de la vie et de la terre » (SVT). La rencontre a eu lieu au lycée, en présence de l'enseignant de SVT. Après une présentation mutuelle des chercheurs et des participants, les séances proposaient une première activité, où les participants devaient choisir et commenter une photographie parmi quatre montrant des cas concrets de pollution des sols, puis un court et accessible exposé sur le projet Extra-Zn et un premier échange avec les participants; et une seconde activité sur l'aspect plus ou moins plaisant d'espaces verts urbains, basée sur la présentation de photographies. La séance se terminait par une discussion finale.

Les différences entre les deux groupes se sont révélées modérées. Pour la première activité, les avis et ressentis du groupe « lycée » étaient un peu plus cohérents et concentrés autour des questions de résilience et d'« erreurs humaines » que ceux du groupe « mairie ». Ainsi les lycéens employaient-ils plus fréquemment les mots « erreur » (4 occurrences), « survivant » (4) et « réparation » (2). Néanmoins, finalement, le choix des photos des lycéens ne traduisait pas un espoir plus grand, des raisons de se montrer plus optimiste, que le choix des personnes plus âgées : « La nature, vous pouvez faire ce que vous voulez, elle reviendra toujours », commentait un participant du groupe « mairie »; « Je pense qu'il va pouvoir y avoir des solutions mais peut-être pas pour que ça redevienne totalement très sain, très vert », exprimait pour sa part un élève du lycée.

Pour la seconde activité, tous les participants associaient les parcs et autres espaces verts présentés à des lieux de sociabilité, à des espaces calmes vus comme échappatoires aux inconvénients de la vie urbaine (ex. : dense, fermée, bruyante, stressante, oppressante). Néanmoins, les lycéens soulignaient plus facilement l'artificialité des aménagements que les membres du groupe « mairie ». Finalement, les commentaires, les questions et les prises de position exprimés au cours des deux *focus groups* traduisaient une certaine conscience de la pollution des sols sur leur territoire ainsi qu'une adhésion spontanée aux phytotechnologies. On peut même s'étonner que certains aspects qui pourraient en réduire l'acceptabilité n'aient pas été spontanément évoqués, comme le fait que les espèces plantées peuvent impacter les espèces indigènes, voire devenir invasives, que la bioaccumulation des métaux dans les plantes peut mener à la biomagnification et perturber la chaîne alimentaire, que rien ne garantit que l'on n'utilise pas de plantes OGM, etc. Rien de tout ça n'a émergé dans les *focus groups*, alors que ces aspects avaient été mis en avant par Wolfe et Bjornstad (2002) dans leur étude sur l'acceptabilité d'un projet de phytoremédiation au Québec.

Pour terminer, notons que les deux groupes ont exprimé le désir que l'on profite du recours aux phytotechnologies pour mettre en place des espaces verts favorisant la vie sociale et présentant une bonne qualité paysagère. Ce désir s'exprime par exemple devant la photographie d'un espace vert très pensé, très aménagé (avec possibilités de promenade et de pause sur un banc) : « C'est vraiment la nature en ville, c'est trouver un équilibre entre la ville, l'urbanisme, et créer un petit espace vert agréable », explique un participant du groupe « mairie » ; « Le parc est beau et il donne envie d'y être. [...] C'est un endroit paisible en quelque sorte », dit de son côté un lycéen.

► Quelle acceptabilité pour les phytomasses provenant des phytotechnologies ?

L'acceptabilité par les acteurs des filières de valorisation des phytomasses (biomasses végétales) issues des phytotechnologies est un enjeu majeur pour l'acceptabilité du phytomanagement.

Dans le projet européen Greenland (Bert *et al.*, 2017a; 2017b), l'acceptabilité et les limites potentielles à l'utilisation de plantes issues des phytotechnologies ont été étudiées. Bert *et al.* (2017a) ont mené des enquêtes par questionnaire auprès d'opérateurs de chaudières à biomasse et de méthaniseurs dans plusieurs pays européens, dont la France. La majorité de ces opérateurs ignoraient en quoi consistaient les phytotechnologies. Après le leur avoir expliqué, ils ont répondu aux questions concernant, notamment, les caractéristiques des phytomasses provenant de la phytostabilisation et de la phytoextraction. Les réponses différaient en fonction de l'origine de la phytomasse. Celle issue de la phytostabilisation serait acceptée si elle était peu ou pas enrichie en polluants et si elle n'impactait pas la performance des procédés et des installations. La phytomasse issue de phytoextraction était refusée ou moins acceptée et nécessitait des investigations supplémentaires, comme rechercher les concentrations dans les produits des procédés. Les freins et les avantages perçus par les opérateurs de la méthanisation et de la filière bois-énergie étaient globalement similaires. Le fait de réaliser des contrôles et des analyses supplémentaires engendrant des coûts additionnels et/ou des pertes de gains financiers a été mentionné dans ce travail comme le principal frein. L'image de l'opérateur et l'assimilation de son activité à du traitement de déchets ont également été rapportées. La diversification des apports en entrée d'exploitation et l'absence de compétition avec l'utilisation de terres arables productives sont apparues comme positives dans cette enquête.

Outre les opérateurs des filières de valorisation des biomasses, les riverains, les agriculteurs et les collectivités sont des acteurs importants de la chaîne d'acceptation et de décision. Une étude par enquête basée sur des questionnaires a été menée auprès de ces acteurs par Douay et Bidar (2015) dans le cadre du projet Phytener financé par l'Ademe. Cette étude, réalisée dans une zone historiquement impactée par les activités métallurgiques et sidérurgiques de l'usine Métaleurop en région Hauts-de-France, a également été rapportée dans Bert *et al.* (2017b). L'utilisation de la plante miscanthus a été proposée pour ses caractéristiques adaptées à la phytostabilisation et ses possibilités de valorisation dans la filière bois-énergie. La possibilité de planter des essences ligneuses pour la filière bois-énergie a également été envisagée. Comme précédemment, les phytotechnologies et le miscanthus étaient peu connus des acteurs questionnés. Il ressort de cette étude que la majorité des acteurs étaient en attente

de projets pour leur territoire et que les pistes proposées leur paraissaient intéressantes. La culture du miscanthus était préférée au boisement, car elle permettrait aux agriculteurs de conserver leur métier et n'était pas considérée comme un frein à l'urbanisation. Cependant, le financement de ces options et leur rentabilité ont été soulevés par l'ensemble des acteurs. Sans accompagnement financier d'aide à leur mise en place et à leur maintien, ces options ne paraissaient pas envisageables. De plus, un accompagnement technique était plébiscité pour répondre au manque de connaissances sur ces options. L'engagement des élus est également apparu nécessaire pour une faisabilité au niveau du territoire.

Sur le même territoire (Metaleurop), une autre recherche a été menée dans le cadre du projet PhytEO financé par l'Ademe. Le but était d'examiner la possibilité de cultiver, sur des sols pollués par des métaux, des plantes aromatiques en vue d'en extraire les huiles essentielles (HE) (Lounes-Hadj Saharoui et Fontaine, 2021). La partie sciences sociales du programme cherchait à cerner, grâce à une enquête par questionnaire, l'acceptabilité qu'auraient ces HE auprès des consommateurs finaux. L'échantillon comprenait trois sous-échantillons :

- des personnes possédant des convictions environnementalistes (adhérentes à une association de défense de l'environnement ou participant à des actions/manifestations sur ce thème) ;
- des salariés d'une administration publique ;
- des étudiants de master de plusieurs universités de la moitié nord de la France.

Pour éviter tout biais de cadrage, le questionnaire était construit en entonnoir, allant des questions sur l'environnement en général à celles concernant la culture sur sol pollué pour la production d'HE.

Les résultats de l'enquête ont été les suivants. D'abord, il n'a pas été constaté de refus massif pour des usages non alimentaires des matières premières (HE comprises) issues de plantes cultivées sur des terres polluées. Dans la majorité de l'échantillon, les réticences n'apparaissaient que lorsque l'on évoquait la possible incorporation de ces matières premières dans des produits d'hygiène (ex. : savon, shampoing) ; et elles montaient d'un cran pour leur utilisation dans l'alimentation (humaine mais aussi animale) ou les cosmétiques (ex. : crème pour le visage). Ainsi, 54% et 48% des personnes interrogées étaient favorables à la culture de plantes sur des terres polluées pour, respectivement, une valorisation en chauffage et en habillement, mais seulement 30% pour une valorisation en produits d'hygiène, 29% pour la nourriture et 24% pour les soins du corps. La « loi de l'acceptabilité sociale » semble donc être la suivante : plus les matières premières issues de terres polluées s'approchent du corps, puis le pénètrent, plus elle baisse.

Notons que près d'une personne sur cinq (18,5%) se déclarait hostile à toute culture sur sol pollué, quelle que soit la destination des plantes. Cette minorité était plutôt plus âgée et moins diplômée que la moyenne de l'échantillon ; ces deux facteurs étant plus puissants que l'engagement environnementaliste. Ces « opposants » exprimaient par ailleurs une forte défiance envers les potentiels acteurs de l'utilisation des sols pollués et des produits qui en seraient issus. L'enquête indiquait aussi que ne pas être transparent avec les consommateurs sur la provenance de ces produits serait prendre un risque certain. Bien que minoritaire, l'opposition à la réutilisation des sols pollués est forte chez certains, et ceux-ci pourraient se sentir investis d'une mission de lanceur d'alerte et se montrer très actifs sur les réseaux sociaux et autres médias.

► Conclusion

Les phytotechnologies sont encore peu utilisées par les acteurs de la gestion des sites et sols pollués pour extraire, dégrader ou stabiliser les polluants, ce qui explique que les études sur leur acceptabilité par le grand public soient à ce jour en nombre très limité. En conséquence, les études sur les filières de valorisation des biomasses produites sur sols pollués le sont également. Les recherches issues de la littérature ainsi que celles, financées par l'Ademe, que les auteurs de ce chapitre ont menées permettent néanmoins de mettre en évidence un certain nombre de points :

- le faible nombre d'articles sur l'acceptabilité du déploiement des phytotechnologies semble indiquer que celle-ci est peu problématique, notamment si on compare cette littérature avec celle traitant de l'acceptabilité des installations de production d'énergie « verte » (ex. : éoliennes, sites de méthanisation, centrales solaires). D'ailleurs, si les associations de riverains opposées à ce type d'installations sont nombreuses et très présentes sur internet, il est quasi impossible de trouver trace sur ce même média d'associations anti-phytotechnologies ;
- l'acceptabilité des potentiels utilisateurs des biomasses dans des filières de valorisation énergétique semble meilleure quand elle est issue de phytostabilisation plutôt que de phytoextraction, les biomasses n'étant dans ce cas pas enrichies en polluants, donc plus proches des biomasses couramment utilisées dans ces filières. Quelques doutes sur l'inoffensivité de leur utilisation subsistent néanmoins. Le besoin d'être rassurés, notamment sur le fait que ce type de biomasse ne détériore ni leurs installations ni la performance des procédés, et ne nécessite pas de contrôles trop fréquents qui augmenteraient leurs coûts, est, en effet, apparu ;
- l'acceptabilité de produits incorporant des matières végétales cultivées sur des sols pollués (HE et autres) est plutôt bonne quand ces produits ne sont pas en contact direct avec le corps et, surtout, ne le pénètrent pas.

Afin de confirmer ces points et d'identifier d'éventuels autres freins, des études d'acceptabilité sociale devront être menées sur un plus grand nombre de cas de gestion des sites et sols pollués incluant la mise en œuvre des phytotechnologies/phytomanagement en lien avec l'ensemble des acteurs socio-économiques impliqués dans les projets. En accord avec les avancées réglementaires et les connaissances scientifiques du moment, les futures études d'acceptabilité sociale devraient permettre d'identifier les avantages liés à l'utilisation de ces techniques en termes de services écosystémiques et d'économie circulaire. La comparaison des freins et des avantages de ces techniques à ceux des pratiques courantes de gestion des sites et sols pollués aidera à mieux cerner les attentes du grand public et à faire progresser les connaissances sur ces techniques.

► Références bibliographiques

- Bert V., Douay F., Faure O., Cadiere F., 2017a. *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. Nouveaux résultats de recherche et démonstration*, Éditions Ademe, coll. Expertises, 68 p.
- Bert V., Neu S., Zdanevitch I., Friesl-Hanl W., Collet S. *et al.*, 2017b. How to manage plant biomass originated from phytotechnologies? Gathering perceptions from end-users. *Int. J. Phyto.*, 19 (10), 947-954. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1303814>
- Bert V., Grignet A., Lounes-Hadj Sahraoui A., Grison C. *et al.*, 2023. Production de biomasses enrichies en Zn par phytoextraction pour l'écocatalyse. Rapport, Éditions Ademe, 118 p. <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-territoires-et-sols/7823-9461-production-de-biomasses-enrichies-en-zn-par-phyto-extraction-pour-l-eco-catalyse.html#>

- Conesa H.M., Evangelou M.W.H., Robinson B.H., Schulin R., 2012. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *The Scientific World Journal*, 173829, 10 p. <https://doi.org/10.1100/2012/173829>
- Direction générale de la prévention des risques, 2017. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp>
- Douay F., Bidar G., 2015. Synthèse du projet PHYTENER – Développement de la phytostabilisation sur des sols contaminés par des métaux à des fins énergétiques. Rapport final, Ademe, 33 p. <https://librairie.ademe.fr/urbanisme-territoires-et-sols/2846-phytener-developpement-de-la-phytostabilisation-sur-des-sols-contamines-par-des-metaux-a-des-fins-energetiques.html>
- Flanquart H., 2016. *Des risques et des hommes*, Paris, Presses universitaires de France.
- Flanquart H., 2022. «Acceptabilité». In : *Les mots du risque. Le vocabulaire des sciences sociales pour décrire et analyser les risques et les nuisances*, Hypotheses. <https://risques.hypotheses.org/a-b-c/acceptabilite>
- Geoffrion P., 2003. *Le groupe de discussion. Recherche sociale. De la problématique à la recherche de données* (B. Gautier, ed.), Presse de l'université du Québec, 333-356.
- Gerhardt K.E., Gerwing P.D., Greenberg B.M., 2017. Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170-185. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>
- Kim E.J., 2016. Phytoremediation for lightly toxic sites: hazard perception and acceptance of remediation alternatives. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22 (4), 1078-1090. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1138089>
- Lounes-Hadj Saharoui A., Fontaine J., 2021. Produire des huiles essentielles sur sols pollués. In : *Phyto : étude de faisabilité d'une filière éco-innovante de reconversion*, Ademe, 81 p.
- Lounes-Hadj Saharoui A., Fontaine J., Langrand J., Verdin A., Fourmentin S. et al., 2023. Démonstrateur de phytomanagement des sols pollués par les ETM basé sur l'économie circulaire : optimisation de la filière huiles essentielles. In : *Produire des huiles essentielles sur sols pollués*, La librairie Ademe, 161 p.
- Rimal S., 2023. L'hydrophytoremédiation des métaux lourds et son acceptabilité sociale au Québec. Thèse, Université Laval (Québec, Canada).
- Wolfe A.K., Bjornstad D.J., 2002. Why would anyone object? An exploration of social aspects of phytoremediation acceptability. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21 (5), 429-38. <https://doi.org/10.1080/0735-260291044304>

Conclusion générale

Depuis la révolution industrielle, l'intensification des activités humaines, couplée à la croissance démographique, a engendré une pollution massive touchant tous les compartiments de la biosphère, et notamment ceux de l'eau, du sol et de l'air. Aux sources chroniques telles que les transports, les rejets industriels, l'extraction minière ou les déchets résidentiels, s'ajoutent des événements accidentels majeurs responsables de pollutions aiguës, comme la catastrophe de Seveso. Ces pollutions, qu'elles soient organiques ou inorganiques, ont des conséquences dramatiques sur les écosystèmes (érosion de la biodiversité, baisse de la fertilité des sols, altération des services écosystémiques) ainsi que sur la santé humaine (maladies chroniques, cancers). À l'échelle mondiale, la pollution est responsable d'environ 9 millions de décès par an.

La reconnaissance du lien étroit entre pollution et santé humaine, mais également du coût économique que cela entraîne (nécessité d'appliquer des fertilisants aux sols, frais médicaux) a conduit à une prise de conscience progressive tant de la société que des instances nationales et internationales, incitant à la fois à la réduction des émissions polluantes et à la réhabilitation des zones polluées. Cet ouvrage collectif rassemblant des experts dans leurs domaines respectifs dresse un état des lieux des solutions possibles dans les différents scénarios de pollution.

S'agissant de la pollution atmosphérique, particulièrement préoccupante en milieu urbain, l'utilisation d'espèces végétales a beaucoup été étudiée. En effet, les feuilles peuvent capter les particules de l'air. Plus un arbre sera proche de la source de pollution, plus il captera de particules. De plus, cette capture sera également influencée par la densité foliaire, la taille des feuilles et la structure des surfaces. Cependant, bien qu'un arbre puisse capter 1 à 2 g de particules par mètre carré de feuille par semaine, les zones végétalisées urbaines captent finalement moins de 1 % de la pollution atmosphérique, et cela reste quand même délétère pour le végétal lui-même. Des recherches sont donc nécessaires pour accroître ce potentiel. Par ailleurs, les zones agricoles, moyennant la mise en place de cultures non alimentaires ou l'instauration de zones tampons pour préserver ces cultures, représentent un autre levier d'atténuation.

Concernant les compartiments sol et eau, l'utilisation de plantes et de microorganismes, seuls ou combinés, s'avère prometteuse. Les plantes, *via* leur métabolisme, et notamment les composés exsudés par leurs racines, peuvent stabiliser, extraire, filtrer ou dégrader les polluants. De leur côté, les microorganismes sont également capables de détoxifier, minéraliser ou dégrader les polluants. De plus, les microorganismes, tels que les PGPR (les rhizobactéries avec des propriétés d'amélioration de la croissance des plantes) et les AMF (les champignons arbusculaires mycorhiziens), peuvent non seulement améliorer la croissance des plantes, mais également modifier la disponibilité des polluants, qui seront ensuite prélevés par les plantes.

Les plantes et les microorganismes peuvent être utilisés en zone tampon pour limiter le drainage des polluants d'origine agricole tels que les nitrates et les pesticides. Ils peuvent également être utilisés dans la réhabilitation des sols miniers, industriels ou agricoles. Ceci permet non seulement une diminution du transfert de la pollution à l'environnement et à la population humaine, mais également la création de services écosystémiques.

Le choix des espèces végétales les plus adaptées telles que les Salicaceae est essentiel pour obtenir des résultats rapides. La réhabilitation des sols peut être améliorée par l'application d'amendements tels que le compost ou le biochar, qui vont améliorer les conditions du sol et ainsi le développement végétal.

L'utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols pollués permet aussi une production de biomasse qui peut être valorisée pour la production d'énergie, la biocatalyse ou la biofortification par exemple. On parle de phytomanagement. Dans certains cas, les métaux extraits par les plantes peuvent être récupérés pour être utilisés à des fins industrielles dans un processus appelé «agromine».

Le déploiement à grande échelle et de manière plus systématique de ces solutions fondées sur la nature permettrait de réduire le coût environnemental et économique de la pollution et de ses effets. Pour cela, il est indispensable de lever les obstacles encore présents, qu'ils soient temporels, techniques ou sociétaux (acceptation de la valorisation de la biomasse polluée), en s'appuyant sur une volonté politique forte et des décisions institutionnelles structurantes. Ces solutions durables et respectueuses de la nature peuvent constituer une réponse cohérente et efficiente aux enjeux actuels de pollution globale, auxquels on se doit de faire face aujourd'hui et pour les générations futures.

Liste des abréviations

- A1** Aluminium
- As** Arsenic
- CBA** Démarche dite « de coût-bénéfice » (*Cost Benefit Analysis*)
- Cd** Cadmium
- CH₄** Méthane
- Co** Cobalt
- CO** Monoxyde de carbone
- CO₂** Dioxyde de carbone
- COV** Composés organiques volatils
- Cr** Chrome
- Cu** Cuivre
- DVP** Dispositif végétalisé permanent
- ETM** Éléments-traces métalliques
- Fe** Fer
- HAP** Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- Hg** Mercure
- Mn** Manganèse
- MS** Matière sèche
- Ni** Nickel
- NO₂** Dioxyde d'azote
- NO_x** Oxydes d'azote
- N₂O** Protoxyde d'azote
- O₃** Ozone
- Pb** Plomb
- PCB** Polychlorobiphényles
- PFAS** Substances per et polyfluoroalkylées
- PM** Particules fines
- PM_{2,5}** Particules fines de taille inférieure à 2,5 µm
- PM₁₀** Particules fines de taille inférieure à 10 µm
- Se** Sélénium
- SFN** Solution fondée sur la nature
- SO₂** Dioxyde de soufre
- Sn** Étain
- STEP** Stations d'épuration
- Zn** Zinc
- ZTHA** Zone tampon humide artificielle

Liste des auteurs

Valérie Bert, Ineris, Parc technologique Alata, Verneuil-en-Halatte, France

Yoann Boisson, Université Marie-et-Louis-Pasteur, CNRS, Chrono-environnement, UMR 6249, Montbéliard, France

Thierry Beguiristain, Université de Lorraine, CNRS, LIEC, Nancy, France

Sylvain Bourgerie, Laboratoire de Physiologie, écologie et environnement, UPRES EA 1207/USC INRAE 1328, Université d'Orléans, Orléans, France

Jean-François Castell, UMR Ecosys, AgroParisTech-INRAE-Université Paris-Saclay, Thiverval-Grignon, France

Aurélie Cébron, Université de Lorraine, CNRS, LIEC, Nancy, France

Michel Chalot, Université Marie-et-Louis-Pasteur, CNRS, Chrono-environnement, UMR 6249, Montbéliard, France

Lisa Ciadamidaro, Université Marie-et-Louis-Pasteur, CNRS, Chrono-environnement, UMR 6249, Montbéliard, France

Cédric Chaumont, Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France

Marc Crampon, BRGM, Service géologique national, Orléans, France

Guillaume Echevarria, Econick, Nancy, France

Hervé Flanquart, Laboratoire Territoires, villes, environnement et société, Université du Littoral Côte d'Opale, France

Xavier Galiégue, Université d'Orléans, LEO Orléans, France

Baptiste Laubie, Université de Lorraine, CNRS, LRGp, Nancy, France

Didier Le Thiec, INRAE, Université de Lorraine, AgroParistech, UMR SILVA, Nancy, France

Thierry Lebeau, Université de Nantes, UMR LPG-Nantes 6112 CNRS, Nantes, France

Manhattan Lebrun, Laboratoire de Physiologie, écologie et environnement, UPRES EA 1207 – USC INRAE 1328, Université d'Orléans, Orléans, France – Université Marie-et-Louis-Pasteur, CNRS, Chrono-environnement, UMR 6249, Montbéliard, France

Pierre Leglize, Université de Lorraine, Laboratoire Sols et Environnement, UMR INRAE UL 1120, Nancy, France

Juliette Leymarie, IEES Paris, UMR 7618 – Université Paris-Est-Créteil, IPE, équipe EcoPhyS, France

Wenshen Liu, Sun Yat-sen University, SESE, Guangzhou, Chine

Domenico Morabito, Laboratoire de Physiologie, écologie et environnement, UPRES EA 1207 – USC INRAE 1328, Université d'Orléans, Orléans, France

Jean-Louis Morel, Université de Lorraine, INRAE, LSE, Nancy, France – Sun Yat-sen University, SESE, Guangzhou, Chine

Marie-Paule Norini, BRGM, Service géologique National, Orléans, France – RITTMO Agroenvironnement®, Centre de Recherche & Développement pour les matières fertilisantes et la qualité des agrosystèmes, Colmar, France

Marie-Odile Simonnot, Université de Lorraine, CNRS, LRGp, Nancy, France

Yetao Tang, Sun Yat-sen University, SESE, Guangzhou, Chine

Julien Tournebize, Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France

La diffusion en accès ouvert de cet ouvrage a été soutenue par l'université d'Orléans
(Service commun de la documentation, projet de recherche REVIVIFI 22104LBL
[responsable Domenico Morabito, laboratoire P2E, projet financé par la région Centre-Val de Loire]
et UFR Sciences et Techniques), l'Union européenne (projet EDAPHOS, HE-101112768)
et INRAE (département ECODIV).



Photographie de couverture : © Domenico Morabito

Édition : Juliette Blanchet

Mise en pages et infographie : Hélène Bonnet, Studio9

Achevé d'imprimer en xxxx 2025 par

xxxx

Numéro d'impression :

Dépôt légal : xxxx 2025

Imprimé en France

La pollution des sols, de l'air et de l'eau, issue de l'industrialisation et de la croissance démographique, affecte les équilibres physiques, chimiques et biologiques, et a des effets à la fois sur notre santé, la biodiversité et les services écosystémiques. Les impacts de ces pollutions sont multiples : dérèglement climatique à l'échelle mondiale, perte importante des fonctions écologiques des sols et dégradation de la qualité et de la disponibilité des ressources en eau...

De nombreuses recherches et initiatives internationales permettent d'établir un diagnostic précis de ces contaminations et d'élaborer des solutions pour en limiter les effets. À travers des concepts clairs, des méthodes analytiques rigoureuses et des études de cas, cet ouvrage a pour ambition de présenter des solutions basées sur des approches écologiques pour répondre à ces défis environnementaux. Il met en lumière des techniques alternatives aux solutions conventionnelles, conciliant efficacité environnementale et durabilité. Les avancées scientifiques et technologiques en matière de dépollution verte sont présentées ainsi que divers procédés de dépollution, comme la phytoremédiation et le phytomanagement, et des solutions durables en phase avec les politiques environnementales actuelles.

Destiné aux étudiants et aux professionnels, cet ouvrage offre une vision complète et détaillée de la gestion et de la réhabilitation de sites pollués.

Domenico Morabito est professeur à l'université d'Orléans dans le laboratoire Physiologie, écologie et environnement (P2E, USC INRAE 1328). Il étudie les interactions plantes \times environnement via des approches écophysiologiques, moléculaires et des sciences du sol. Il est responsable de l'axe de recherche Phytomanagement et écorestauration des milieux fortement anthropisés.

Sylvain Bourgerie est maître de conférences en biochimie et biologie moléculaire à l'université d'Orléans. Ses recherches, menées au sein du laboratoire P2E, dans l'équipe Arbres et réponses aux contraintes hydriques et environnementales, portent sur le devenir des éléments-traces métalliques dans les différents compartiments abiotiques et biotiques des sols contaminés.

Manhattan Lebrun est post-doctorante au laboratoire Chrono-Environnement (CNRS UMR 6249), à l'université Marie et Louis Pasteur. Ses recherches concernent le phytomanagement et l'amélioration des sols dégradés, que ce soit en milieu post-minier et post-industriel ou en milieu agricole, avec une analyse de l'ensemble du continuum sol-eau-microorganismes-plantes.

Didier Le Thiec est directeur de recherche INRAE dans l'équipe Physiologie de l'arbre en réponse à l'environnement (PHARE) au sein de l'UMR SILVA (INRAE-université de Lorraine-AgroParisTech). Pour mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes forestiers et à terme assurer leur durabilité, il caractérise les réponses des différentes espèces forestières aux changements climatiques et analyse les mécanismes d'adaptation en abordant la plasticité inter et intraspécifique de traits fonctionnels liés à l'acquisition des ressources (eau, carbone...).

22€

ISBN : 978-2-7592-4181-1



éditions
Quæ

INRAE

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

ISSN : 1777-4624
Réf. : 03027