



Hervé Macarie¹
et Jan Dolfing²

¹IRD, UMR IMEP
(CNRS / IRD),
Pôle de Recherche
Agro-environnementale de la Martinique,
Quartier Petit Morne,
BP 214, 97 285 Lamentin,
France
Tél : 0596 42 30 30
Fax : 0596 42 31 00
E-mail :
herve.macarie@ird.fr

²School of Civil
Engineering and
Geosciences, Newcastle
University, Newcastle
upon Tyne, NE1 7RU
England, United
Kingdom.
E-mail:
jan.dolfing@newcastle.ac.uk

La chlordécone (CLD) est-elle véritablement réfractaire à une dégradation microbienne ?

La chlordécone a la réputation d'être réfractaire à toute attaque microbienne. Pourtant, la capacité de certains microorganismes anaérobies à utiliser comme accepteur d'électrons une grande variété de composés organiques halogénés, dont les PCB et dioxines, suggère que des microorganismes susceptibles d'utiliser la chlordécone comme accepteur d'électron devraient aussi exister. Dans cet article nous allons présenter et discuter des arguments montrant que la chlordécone n'est pas forcément réfractaire à une dégradation microbienne, en mettant l'accent (1) sur une démonstration à l'échelle du laboratoire et (2) sur la démarche à suivre pour la mise en oeuvre d'une bioremédiation en conditions réelles.

- problème pour les microorganismes anaérobies, au contraire, plus le nombre de chlores est élevé et plus le composé leur est accessible ;
- de nombreux composés organochlorés sont plus facilement dégradables en anaérobiose qu'en aérobiose, particulièrement ceux qui ont un nombre élevé de chlores ;
- le mécanisme de dégradation est en général une déchloration réductive (remplacement d'un chlore par un H et libération du chlore sous forme de Cl⁻) ;
- cela implique un besoin d'équivalents réducteurs (e⁻ + H⁺) ;
- la déchloration réductive est une réaction exergonique (thermodynamiquement favorable et qui se réalise spontanément) ;
- les microorganismes peuvent récupérer l'énergie libérée au cours de la réaction, et donc ils peuvent se développer en utilisant les organochlorés comme accepteur d'électrons ;

DÉGRADATION MICROBIENNE DES ORGANOCHLORÉS EN ANAÉROBIOSE (ABSENCE D'OXYGÈNE)

Depuis les travaux de Sufliya et al, 1982, nous avons appris que :

- une grande variété de composés organochlorés aromatiques et aliphatiques est biodégradable en anaérobiose ;
- un nombre élevé de chlore n'est pas un

Les preuves des affirmations précédentes ont été synthétisées dans plusieurs revues (Mohn & Tiedje, 1992 ; Häggblom & Bossert, 2003 ; Maphosa et al, 2010) qui mettent en évidence que la déchloration réductive est un processus microbien majeur. Dans ces conditions, la chlor-

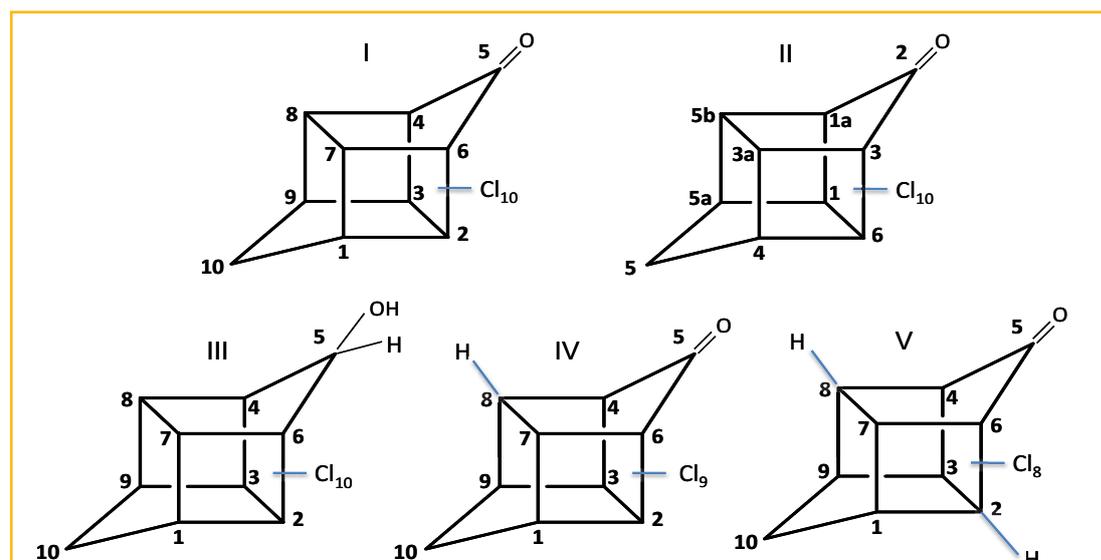


Figure 1. Structure développée de (I) CLD avec la numération des carbones dans le système IUPAC, (II) CLD avec la numération dans le système CAS*, (III) Chlordécol, (IV) 8-monohydro-CLD et (V) 2,8-dihydro-CLD avec numération IUPAC

¹ *D'après Alain Archelas, CNRS UMR 6263 ISM2, Marseille (communication personnelle)

décone est-elle vraiment récalcitrante à la déchloration réductive microbienne ?

RÉCALCITRANCE DE LA CLD SUGGÉRÉE PAR SA STRUCTURE ET SES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES ET PAR DES EXPÉRIENCES ANCIENNES DE BIODÉGRADATION

La chlordécone (1,1a,3,3a,4,5,5a,5b,6-decachloro-octahydro-1,3,4-metheno-2H-cyclobuta[cd]pentalen-2-one dans la nomenclature CAS ; perchloropentacyclo [5.3.0.0^{2,6}.0^{3,9}.0^{4,8}]decan-5-one dans la nomenclature IUPAC) de formule brute $C_{10}Cl_{10}O$ appartient à la famille chimique des bishomocubanes qui est caractérisée par une structure en cage (**Figure 1** ; Marchand, 1989). Cette structure en cage, couplée à (1) un fort encombrement stérique dû aux 10 atomes de chlores, (2) une très faible solubilité dans l'eau (3 mg/l à 20°C) et (3) une forte hydrophobicité (coefficient de partage octanol/eau à pH 7, 20°C, Log Kow = 4.5), indique intuitivement que cette molécule est très difficile à dégrader biologiquement. Suite au désastre industriel qui a eu lieu en 1975 à l'usine de production de CLD de Hopewell (Virginie, USA) la condamnation d'Allied Chemical Corp. a permis de financer des actions de recherche sur la CLD. Deux études de biodégradation, alors réalisées en laboratoire dans des conditions contrôlées avec des sédiments aquatiques, semblent confirmer que la CLD est réfractaire à une attaque microbienne que ce soit en aérobiose ou en anaérobiose (Portier & Meyers, 1982 ; Gambrell et al., 1984). Cependant ces études ont été réalisées sur une faible période de temps (30 à 70 jours d'incubation). De plus, Portier & Meyer (1982) ont seulement considéré le produit final de dégradation (CO_2) sans prendre en compte la possibilité d'une transformation partielle de la CLD tandis que Gambrell et al. (1984) ont mentionné avoir observé par chromatographie en phase gazeuse des produits apparents de dégradation de la chlordécone sans pouvoir toutefois les identifier et quantifier par manque de standards appropriés.

DONNÉES ANCIENNES SUGGÉRANT OU MONTRANT DE POSSIBLES TRANSFORMATIONS BIOLOGIQUES DE LA CLD DANS LE SOL AINSI QUE PAR DES FORMES DE VIE SUPÉRIEURES

La détection de monohydro- ($C_{10}Cl_9HO$) et de

dihydro- ($C_{10}Cl_8H_2O$) chlordécone qui sont des intermédiaires potentiels de déchloration de la CLD dans des échantillons de sols, et des tissus de poissons, de crustacés et d'oiseaux près de l'usine de production de CLD à Hopewell suggèrent au contraire que la CLD pourrait être accessible à des transformations biologiques (Borsetti & Roach, 1978 ; Carver & Griffith, 1979). Ces intermédiaires toutefois pourraient aussi ne pas avoir été générés biologiquement et correspondre à (1) des impuretés originellement présentes dans la CLD rejetée dans l'environnement, (2) des intermédiaires de déchloration formés par photolyse dans le sol (Alley et al., 1974). La détection de chlordécone alcool (chlordécol, CLD-OH, $C_{10}Cl_{10}HOH$, **Figure 1**) comme un intermédiaire potentiel du métabolisme de la CLD dans l'environnement doit aussi être considérée avec précaution car ce composé peut correspondre à un artefact analytique lorsque les analyses sont réalisées par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et que l'extrait à analyser contient un alcool (par exemple le méthanol). Soine et al. (1983) ont en effet montré que le CLD-OH pouvait se former spontanément dans l'injecteur d'un chromatographe quand une solution alcoolique de CLD est injectée.

PREMIÈRE ÉVIDENCE NON-AMBIGÜE D'UNE TRANSFORMATION BIOLOGIQUE (DÉCHLORATION, RÉDUCTION DE LA FONCTION CÉTONE) QUANTITATIVE MAIS LIMITÉE DE LA CLD PAR DES MICROORGANISMES EN CONDITIONS AÉROBIES

Des tests réalisés avec des sédiments de la James River incubés statiquement sous une atmosphère d'air (condition partiellement aérobie) ont montré qu'après 12 semaines à 25°C, ils pouvaient convertir 10% de la CLD initiale en 8-monohydro-CLD (**Figure 1**) (Orndorff & Colwell, 1980). Une culture d'enrichissement obtenue à partir de l'eau d'une lagune contenant des boues de station d'épuration contaminées par de la CLD ainsi qu'une souche pure de *Pseudomonas aeruginosa* (souche KO3) isolée de cet enrichissement ont aussi montré être capables de convertir, en une semaine dans des conditions aérobie en présence de peptone, d'acétone (solvant utilisé pour préparer la solution mère de CLD) et d'extrait de levure 28 à 30%, de la CLD (5 mg/l) en un mélange de 8-monohydro-CLD, une dihydro-CLD et de chlordécol (ce dernier seulement détecté dans le cas de l'enri-



chissement). Les transformations observées ont pu être attribuées sans ambiguïté à une activité biologique grâce à la mise en place de témoins adéquats (CLD repurifiée, pas de photolyse possible). Ce travail a montré que la CLD ne pouvait pas être utilisée comme seule source de carbone et d'énergie par les microorganismes aérobies et qu'une déchloration n'était possible qu'en présence d'un cosubstrat. Il semble de plus que les microorganismes aérobies ne puissent arracher qu'un ou deux chlores dans ces conditions de cométabolisme et qu'ils soient incapables d'ouvrir le cycle bishomocubane.

Les travaux de Soileau & Moreland (1983) sur la toxicité de la CLD et de certains de ses dérivés pour les mitochondries de cellules de foie de rats montrent que : toxicité CLD alcool \geq CLD > 8-monohydro-CLD \gg 2,8-dihydro-CLD. Ceci suggère que même des transformations mineures de la CLD comme celles observées par Orndorff & Colwell (1980) pourraient avoir des conséquences énormes sur la toxicité des environnements contaminés et qu'un procédé permettant de telles transformations pourrait par conséquent être déjà une solution en soit sans nécessiter d'aller jusqu'à une minéralisation complète de la CLD.

DÉCHLORATION EXTENSIVE *IN VITRO* DE LA CHORDÉCONE PAR LA VITAMINE B₁₂ DANS DES CONDITIONS RÉDUCTRICES – 1^{RE} ÉVIDENCE D'OUVERTURE DE LA STRUCTURE EN "CAGE"

La vitamine B₁₂ est un coenzyme à métal de transition (Co). D'autres coenzyme de ce type utilisent comme métal de transition Fe ou Ni. Ils sont tous très répandus dans le monde des procaryotes et sont connus pour être impliqués dans la déchloration réductive (conditions anaérobies) fortuite et non spécifique d'atomes de chlore liés à des carbones alkyles (halo- méthane, éthane, éthène, DDT, lindane) ou aryles (benzène, PCP) (Mohn & Tiedje, 1992). Ils interviendraient également dans le fonctionnement de la plupart des déhalogénases des bactéries halo-respirantes étudiées à ce jour (Smidt & de Vos, 2004). En utilisant différentes combinaisons de conditions opératoires, Schrauzer & Katz (1978) ont montré *in vitro* que la vitamine B₁₂ tant en concentration catalytique que stoechiométrique était capable de déchloration de façon extensive la chlordécone (jusqu'à 4 chlores de moins) mais surtout qu'elle pouvait dans certaines conditions réactionnelles permettre une transformation plus importante de sa struc-

ture avec la formation de composés de formules C₉Cl_{8-n}H_n (avec n = 3-5) résultant de l'ouverture de la "cage" bishomocubane. Suite à ces résultats, Schrauzer & Katz (1978) ont suggéré que "la déchloration réductive devrait être sérieusement envisagée comme un moyen de décontamination des sols".

POSSIBLE DÉCHLORATION EXTENSIVE ET OUVERTURE DE LA "CAGE" DE LA CHORDÉCONE *IN VIVO* EN CONDITION MÉTHANOGENIQUE.

Jablonski et al. (1996) ont montré que l'*Archaea méthanogène, Methanosarcina thermophila*, était capable de convertir 86 % de [¹⁴C]-CLD (0.79 g/l) en produits qui donnent, par chromatographie en couche mince, un profil similaire à celui obtenu avec la vitamine B₁₂. Cela suggère que de façon similaire à ce qui a été observé *in vitro* avec ce coenzyme à métal de transition, *M. thermophila* devrait avoir la capacité de déchloration et ouvrir la structure bishomocubane. Cette conclusion reste toutefois encore à valider par l'identification des intermédiaires formés au moyen de la CPG-SM (Chromatographie en Phase Gazeuse couplé à la Spectrométrie de Masse) par exemple. Dans cette étude moins de 1% de la radioactivité initialement présente dans la CLD a été retrouvée sous la forme de CH₄. Cela signifie que la CLD n'est pas minéralisée. Le facteur III du complexe enzymatique de la monoxyde de carbone déshydrogénase de *M. thermophila* ainsi que son facteur F₄₃₀ ont également donné des profils similaires lorsque mis en présence de CLD et semblent donc impliqués dans le processus. Ils correspondent tous deux à des complexes à métaux de transition (le facteur III est un coenzyme à Co/Fe-S analogue à la vitamine B₁₂ ; le facteur F₄₃₀ est un coenzyme à Ni). Le facteur F₄₃₀ déjà connu pour sa participation dans la déhalogénéation d'autres organochlorés (Mohn & Tiedje, 1992) est associé à la méthyl-CoM réductase qui catalyse la dernière étape de la méthanogénèse, laquelle est commune à toutes les méthanogènes indépendamment de la source d'énergie et/ou de carbone qu'elles utilisent et quelle que soit leur température de croissance (Ferry & Kestead, 2007). Cela suggère que toutes les méthanogènes (pas seulement les acétoclastes, mais aussi les hydrogénotrophes et les méthylotrophes et pas seulement les thermophiles) devraient avoir la capacité d'attaquer la CLD. Cela est supporté expérimentalement par le fait qu'une boue de digesteur urbain (source naturelle de méthanogènes) ait montré la capacité à déchloration un autre bishomocubane, le mirex, de

formule $C_{10}Cl_{12}$ même si la réaction était restreinte à l'élimination d'un seul chlore porté par le carbone 10 (Andrade & Wheeler, 1974 ; Andrade et al., 1975). La déchloration très limitée dans ce cas, était probablement le résultat d'une réactivité différente entre les deux molécules et lié à des expériences réalisées sans ajout exogène de donneurs d'électrons (matière organique) et donc à l'absence d'une source adéquate d'équivalents réducteurs nécessaires à la réaction.

Une autre caractéristique intéressante des méthanogènes correspond au fait qu'elles semblent très résistantes à la toxicité de la CLD comparées à d'autres procaryotes. Aucune toxicité n'a été observée à 0,79 mg/l dans le cas de *M. thermophila* (Jablonski et al., 1996) et jusqu'à 100 mg CLD/kg poids sec de sédiments pour des méthanogènes marines (Kiene & Capone, 1984), c'est-à-dire des concentrations très supérieures à celles qui sont normalement rencontrées dans les sols et les environnements aquatiques antillais : 0,2 – 50 mg/kg de poids sec pour les sols (Cabidoche et al., 2009) ; 0,06 – 0,21 µg/l pour l'eau des rivières (Snegaroff, 1977) ; 5 – 552 µg/kg de poids sec pour les MES (Matières En Suspension) et les sédiments des estuaires (Bertrand et al., 2009 ; Bocquené et al., 2005). Les considérations précédentes montrent que Jablonski et al. (1996) avaient certainement raison de conclure à partir de leur travail que "... des études supplémentaire étaient nécessaires pour déterminer si des producteurs de méthane...pourraient être utilisés pour la biorémediation de sédiments contaminés par la chlordécone...". Les recherches sur la CLD se sont malheureusement arrêtées aux Etats Unis étant donné que toutes les solutions de remédiation des sédiments de la James River étaient économiquement inenvisageables (Hugget & Bender, 1980). Les sédiments contaminés ont alors été progressivement confinés sous une couche de sédiments propres coupant le transfert de CLD vers la chaîne trophique (Luellen et al., 2006).

APTITUDE NON EXPLORÉE DES MICRO-ORGANISMES CONNUS POUR RESPIRER LES COMPOSÉS ORGANIQUES HALOGÉNÉS À DÉCHLORER LA CLD

Aujourd'hui, de nombreuses bactéries respirant les composés organiques halogénés et appartenant aux genres *Anaeromyxobacter*, *Dehalobacter*, *Dehalococcoides*, *Desulfomonile*, *Desulfitobacterium*, *Desulforomonas*, *Desulfovibrio*, *Sulfurospi-*

rillum sont disponibles en culture pure dans les collections de microorganismes (El Fantroussi et al., 1998 ; Smidt & de Vos, 2004). Même si ces microorganismes ont été isolés sur des composés organohalogénés spécifiques, le spectre de composés qu'ils sont susceptibles de déhalogéner pourrait se révéler être beaucoup plus large que celui initialement pensé et il serait pertinent de tester leur capacité à attaquer la CLD.

SÉQUENCES DE CONDITIONS ANAÉROBIES ET AÉROBIES COMME STRATÉGIE POUR OBTENIR LA MINÉRALISATION ULTIME DES COMPOSÉS ORGANIQUES POLYCHLORÉS

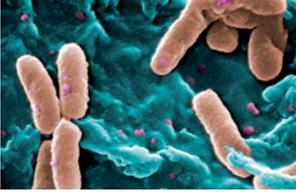
Il est maintenant généralement admis par la communauté scientifique que les composés organiques polychlorés sont plus facilement accessibles aux microorganismes anaérobies qu'aérobies, et que la vitesse de leur déchloration réductive diminue avec le nombre d'atome de chlore restant sur la chaîne carbonée. Cela entraîne fréquemment l'accumulation d'intermédiaires moins chlorés dans les environnements anaérobies où leur dégradation devient très lente voire impossible (Mohn & Tiedje, 1992). Les résultats de Holmstead (1976) confirment cela pour le mirex. Les composés partiellement déchlorés sont par contre beaucoup plus accessibles aux microorganismes aérobies que les produits de départ et ces microorganismes peuvent les dégrader avec des cinétiques rapides (Guiot et al., 1994 ; Field et al., 1995). Comme déjà suggéré par Orndorff & Colwell (1980), une succession de conditions anaérobies et aérobies pourraient donc se révéler optimales pour atteindre la minéralisation ultime de la CLD comme cela a été observé pour d'autres pesticides polychlorés tels que le DDT (Beunink & Rehm, 1988), le methoxychlor (Fogel et al., 1982) ou l'acide 2,3,6-trichlorobenzoïque (Gerritse & Gottschal, 1992).

BILAN DE LA BIBLIOGRAPHIE

La revue de littérature suggère ainsi que la chlordécone pourrait finalement ne pas être aussi récalcitrante à une biodégradation que ce que l'on pensait jusqu'à présent, ce qui nous conduit à une série de questions :

Pourquoi n'avons-nous pas encore trouvé de microorganismes capables de dégrader la chlordécone ?

De tels organismes n'existent peut être tout



simplement pas. Il est possible aussi que nous n'ayons pas (1) cherché suffisamment, (2) cherché aux bons endroits, (3) pas exposé les bons organismes à la chlordécone ou (4) que les microorganismes qui réalisent les réactions de déchloration de cette molécule ne soient pas capables de récupérer l'énergie libérée au cours de la réaction les rendant par la même beaucoup plus difficile à trouver.

L'effort de recherche pour trouver des organismes anaérobies capables de respirer la chlordécone a-t-il été suffisant ?

Les processus anaérobies sont lents. Des temps de génération de l'ordre de jours ou de semaines sont courants en condition de laboratoire et donc dans l'environnement. Cela signifie que l'observation des premiers signes de déchloration peut nécessiter beaucoup de patience au laboratoire et un suivi très minutieux au champ. Cela implique un temps d'observation plus long (annuel) et plus fin (suivi des produits de dégradation), à condition de disposer de conditions favorables aux microorganismes, de l'outil analytique adéquat et d'hypothèses sur les produits à rechercher.

Avons-nous regardé au bon endroit ?

Les sols sont bien connus pour leur hétérogénéité en ce qui concerne un grand nombre de paramètres parmi lesquels le caractère aérobie. Ils ne permettent pas en général le développement de processus anaérobies stricts comme la méthanogénèse. La déchloration réductive se réalisant mieux en anaérobiose, les sédiments qui ont été exposés à la chlordécone par ruissellement, érosion et lixiviation des sols contaminés pourraient être des milieux plus favorables et se révéler être de bonnes sources d'inoculum pour des cultures d'enrichissement au laboratoire (Devault et al., 2011).

Avons-nous exposé les bons organismes à la chlordécone ?

En plus des tentatives d'enrichissements de microorganismes capables de déhalogéner la chlordécone à partir de sols et de sédiments contaminés comme inoculum de départ, il semble judicieux de tester si des cultures de bactéries connues pour être déchlorantes auraient aussi l'aptitude à attaquer la chlordécone : (1) En ajoutant un mélange de chlordécone et d'autres composés halogénés (en espérant un dopage de l'activité déchlorante, Bedard et al, 1998) à des cultures en milieu non renouvelé de microorganismes issus des collections ; (2) en

faisant la même chose sur des colonnes de sédiments ou de sols inoculées avec des organismes de collections ou contenant des populations autochtones déchlorantes.

APPLICATION POTENTIELLE

La bioremédiation est fréquemment présentée comme une stratégie à faible coût, potentiellement fiable (si bien comprise et mise en œuvre) et non invasive pour la dépollution des sols et des sédiments. Cependant, avant d'utiliser cette technologie, il est nécessaire de prouver, par une démonstration de principe, que les microorganismes peuvent dégrader (déchlorer) la CLD en produits moins toxiques. Nous proposons un programme de criblage extensif dans lequel toutes les options envisageables seraient testées : utilisation de cultures pures de microorganismes déchlorants, de cultures mixtes définies et non définies en présence ou pas d'autres organochlorés, et/ou de cosubstrats.

Techniques analytiques

Le développement de techniques analytiques "simples" pour la détection de la chlordécone et de ses congénères moins halogénés est crucial afin de diminuer les coûts et les temps d'analyse et de s'assurer de l'inocuité des produits de dégradation.

Cadre théorique

Un cadre théorique sur l'énergétique des réactions de déchloration potentiellement mises en œuvre lors de la dégradation de la chlordécone serait le bienvenu. Les énergies libres de formation des composés halogénés ont été utiles dans le passé pour définir de façon rationnelle les voies de dégradation de plusieurs classes de molécules et il serait donc intéressant de disposer de ces données dans le cas de la chlordécone.

PERSPECTIVES DE RECHERCHE

De façon à obtenir *in situ* une transformation biologique importante de la chlordécone, trois conditions initiales semblent requises :

- Anaérobiose
- Présence d'un donneur d'électrons et d'une source de carbone (qui peuvent être identiques)
- Présence de microorganismes ayant la capacité à déchlorer la chlordécone

A priori, les deux premières conditions semblent faciles à remplir au moyen de l'apport de matière organique à l'environnement. La

recherche devrait donc se focaliser tout d'abord sur les questions suivantes :

1. Est-ce que des microorganismes autochtones capables d'attaquer la chlordécone sont présents dans l'environnement et leur activité non détectée parce qu'elle ne peut s'exprimer à cause de conditions environnementales inadéquates ? Les sols volcaniques antillais sont en effet oxydés et bien que riches en matière organique, cette dernière semble être peu minéralisable et donc non facilement accessible comme source de carbone et d'énergie (Chevallier et al. 2010).
2. Est-ce que les bactéries respirant les organochlorés et les méthanogènes sont réellement capables de déchlorer la chlordécone et si oui quel niveau de transformation de la molécule permettent-elles d'atteindre et dans quelles conditions environnementales sont-elles en mesure de le faire ?

Dans le cas des méthanogènes, l'utilisation de cultures pures ne seraient pas nécessaires étant donné qu'une source gratuite de ces microorganismes correspond aux sédiments de mangroves ou aux boues de digesteurs anaérobies dont certaines sont disponibles aux Antilles (digesteurs traitant des vinasses de distillerie de rhum ou la fraction organique des ordures ménagères).

3. Si une activité de déhalogénéation efficace de CLD était vérifiée pour les microorganismes cités précédemment alors, est-ce que la CLD présente dans les environnements impactés est accessible à ces microorganismes et/ou comment augmenter cette accessibilité (lessivage du sol avec des tensioactifs, sélection de conditions de croissance pour obtenir des cellules microbiennes naines avec une capacité accrue de colonisation du milieu, etc) ?

4. Si les microorganismes sélectionnés ne minéralisent pas la CLD, mais transforment seulement sa structure de façon partielle, alors : est-ce que les intermédiaires moins chlorés susceptibles d'être formés seront minéralisables en aérobiose et moins toxiques ?

La réponse à toutes les questions précédentes peut être obtenue par des expériences à l'échelle du laboratoire. L'application des résultats obtenus en vue d'une remédiation des sols par des techniques *ex situ* ou *in situ* nécessitera d'être validée à l'échelle pilote. Dans les deux cas, le donneur d'électrons (indispensable aux processus biologiques) pourrait être ajouté sous la forme de déchets organiques tels que les vinasses.

En l'absence de microorganismes autochtones capables d'attaquer la CLD, il serait nécessaire d'apporter aux sols les microorganismes exogènes préalablement sélectionnés, si possible les cultures mixtes non définies de méthanogènes disponibles dans les îles. Dans la mesure où une phase aérobie s'avèrerait indispensable pour permettre la minéralisation ultime de la CLD et la détoxification du milieu, le temps exact pour réaliser le changement de conditions rédox nécessitera un suivi fin de la concentration de CLD et des intermédiaires de déchloration ainsi que du chlore inorganique libéré. Dans des applications futures, le suivi du processus pourrait être simplifié si une relation est trouvée entre la concentration initiale de CLD et le temps des phases anaérobies et aérobies nécessaires pour atteindre ces objectifs. En parallèle à la validation des concepts de remédiation développés au laboratoire, l'étude à l'échelle pilote devra être conçue de façon à permettre d'estimer le coût du traitement sélectionné et définir si en plus des aspects techniques il est aussi économiquement viable.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Chapitre 2

Biodégradation

- with biological treatment applied to a creosote contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 166, Issues 2-3, 594-602.
- Wu F, Tseng R., Juang R. (1999). *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 34, 1753-1775.
- Zhao J.-L., Ying G.-G., Wang L., Yang J.-F., Yang X.-B., Yang L.-H., Li X., (2009). Determination of phenolic endocrine disrupting chemicals and acidic pharmaceuticals in surface water of the Pearl River in South China by GC-MS. *Science of the total Environment*, 407, 962-974.
- Alley E.G., Layton B.R., Minyard J.P. (1974). Identification of photoproducts of insecticides Mirex and Kepone. *J. Agric. Food Chem.*, 22, 442-445.
- Andrade P.S.L., Wheeler W.B. (1974). Biodegradation of Mirex by sewage sludge organisms. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 11 (5), 415-416.
- Andrade P.S.L., Wheeler W.B., Carlson D.A. (1975). Identification of a Mirex metabolite. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 14, 473-479.
- Aparicio M.A., Eiroa M., Kennes C., Veiga M.C. (2007). Combined post-ozonation and biological treatment of recalcitrant wastewater from a resin-producing factory. *J. Haz Mater.*, 143(1-2), 285-290.
- Baczynski T.P., Grotenhuis T., Knipscheer P. (2004). The dechlorination of cyclodiene pesticides by methanogenic granular sludge. *Chemosphere*, 55, 653-659.
- Bandala E.R., Andres-Octaviano J. (2006). Removal of aldrin, dieldrin, heptachlor, and heptachlor epoxide using activated carbon and/or *Pseudomonas fluorescens* free cell cultures. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 41, 553-569.
- Bhatt P., Kumar M.S., Mudliar S. (2007). *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37, 165-198.
- Bedard D.L., Van Dort H., DeWeerd K.A. (1998). Brominated biphenyls prime extensive microbial reductive dehalogenation of Aroclor 1260 in Housatonic River sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 1786-1795.
- Benimeli C.S., Amoroso M.J., Chaile A.P., Castro G.R. (2003). Isolation of four aquatic streptomycetes strains capable of growth on organochlorine pesticides. *Bioresource technology*, 89, 133-138.
- Bertrand J.A., Abarnou A., Bocquené G., Chiffolleau J.F., Reynal L. (2009). Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises : Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe. Ifremer, Martinique. <http://www.ifremer.fr/docelec/doc/2009/rapport-6896.pdf>. 136 p.
- Beunink J., Rehm H.J. (1988). Synchronous anaerobic and aerobic degradation of DDT by an immobilized mixed culture system. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 29, 72-80.
- Bhatt P., Kumar M.S., Mudliar S., Chakrabarti T. (2007). Biodegradation of chlorinated compounds - A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 37, 165-198.
- Bocquené G., Franco A. (2005). Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *Marine Poll. Bull.*, 51, 612-619.
- Borsetti A.P., Roach J.A. (1978). Identification of Kepone alteration products in soil and mullet. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 20(2), 241-247.
- Brown W.H., Foote C.S. (2002). *Organic Chemistry*. 3rd edn, Thomson Learning Inc., USA. Section 2.6B.
- Brunet D., Woignier T., Lesueur-Jannoyer M., Achard R., Rangon L., Barthès B.G. (2009). Determination of soil content in chlordecone (organochlorine pesticide) using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Environmental Pollution*, 157, 3120-3125.
- Cabidoche Y.-M., Achard R., Cattani P., Clermont-Dauphin C., Massat F., Sansoulet J. (2009). Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: a simple leaching model accounts for current residues. *Environ. Poll.*, 157, 1697-1705.
- Camacho-Pérez B., Ríos-Leal E., Barrera-Cortés J., Esparza-García F., Rinderknecht-Seijas N., Poggi-Valardo H.M. (2010 a). Treatment of soils contaminated with γ -hexachlorocyclohexane in sequential methanogenic-aerobic slurry bioreactors. 14th International Biotechnology Symposium, Rimini, Italy. September 2010. Accepted.
- Camacho-Pérez B., Ríos-Leal E., Esparza-García F., Barrera-Cortés J., Fava F., Poggi-Valardo H.M. (2010 b). Bioremediation of an agricultural soil polluted with lindane in triphasic, sequential methanogenic-sulfate reducing slurry bioreactors. 14th International Biotechnology Symposium, Rimini, Italy. September 2010. Accepted.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Cameron M.D., Aust S.D. (1999). Degradation of chemicals by reactive radicals produced by the cellobiose dehydrogenase from *Phanerochaete chrysosporium*. *Arch. Biochem. Biophys.*, 367, 115-121.
- Carver R.A., Griffith F.D. (1979). Determination of Kepone dechlorination products in finfish, oysters and crustacean. *J. Agric. Food Chem.*, 27, 1035-1037.
- Chevallier T., Woignier T., Toucet J., Blanchart E. (2010). Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma*, 159, 182-188.
- Chapelle F.H., McMahon P.B., Lovley, (2003). Geochemistry of dissolved inorganic carbon in a Coastal Plain aquifer. 1. Sulfate from confining beds as an oxidant in microbial CO₂ production. *Nature Reviews*, 1, 35-33.
- Chiu T.C., Yen J.H., Hsieh Y.N., Wang Y.S., (2005). Reductive transformation of dieldrin under anaerobic sediment culture. *Chemosphere*, 60, 1182-1189.
- Colwell R.R., McNicol L.A., Omdorff S.A. (1981). Microbial degradation of Kepone in the Chesapeake Bay. College Park, MD: University of Maryland, Water Resources Research Center.
- Devault D.A., Delmotte S., Macarie H., Dolfing J., Anschutz P. (2011) How early diagenesis reveals in situ biodegradation of herbicides in sediment. In : *Herbicides and Environnement*. A. Kortekamp (Eds.), Intech, Vienne, Autriche, pp. 443-468.
- El Fantroussi S., Naveau H., Agathos S.N. (1998). Anaerobic dechlorinating bacteria. *Biotechnol. Prog.*, 14, 167-188. Fariss M.W., Blanke R.V., Saady J.J., Guzelian P.S. (1980). Demonstration of major metabolic pathways for chlordecone (Kepone) in humans. *Drug Metab. Dispo.*, 8, 434-438.
- Fava F, Di Gioia D, Marchetti L. (2000). Role of the reactor configuration in the biological detoxification of a dump site-polychlorobiphenyl-contaminated soil in lab slurry phase conditions. *Appl Microbiol Biotechnol*, 53(2):243-248.
- Ferry J.G., Kstead K.A. (2007). Methanogenesis. In: *Archaea: Molecular and Cellular Biology*, Chapter 13, R. Cavicchioli (Ed.). ASM Press, Washington D.C., USA, pp. 288-314.
- Field J., Stams A.J.M., Kato M., Schraa G. (1995). Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *Antonie van Leeuwenhoek*, 67, 47-77.
- Field J.A., Sierra-Alvarez R. (2008). Microbial transformation and degradation of polychlorinated biphenyls. *Environmental Pollution*, 155, 1-12.
- Fogel S., Lancione R.L., Sewall A.E. (1982). Enhanced biodegradation of Methoxychlor in soil under sequential environmental conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 44, 113-120.
- Fuller M.E., Manning J.F. (2004). Microbiological changes during bioremediation of explosives-contaminated soils in laboratory and pilot-scale bioslurry reactors. *Bioresour. Technol.*, 91(2), 123-133.
- Furukawa K. (2003). 'Super bugs' for bioremediation. *Trends Biotechnol.*, 21(5), 187-190.
- Furukawa K., Fujihara H. (2008). Microbial degradation of polychlorinated biphenyls: biochemical and molecular features. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 105, 433-449.
- Futamata H., Hiraishi A. (2007). Biodiversity and ecophysiology of anaerobic dehalogenating microorganisms : implications for bioremediation. *Curr. Trends Microbiol.*, 3, 63-92.
- Gambrell R.P., Reddy C.N., Collard V., Green G., Patrick W.H. (1984). The recovery of DDT, Kepone and Permethrin added to soil and sediment suspensions incubated under controlled redox potential and pH conditions. *J. Water Poll. Control Fed.*, 56, 174-182.
- Gavrilescu M. (2005). Fate of Pesticides in the Environment and its Bioremediation. *Engineering in Life Sciences* 5, 497-526
- George S.E., King L.C., Claxton L.D., (1986). High-performance liquid chromatography separation of chlordecone and its metabolites. *Chromatographia* 22(1-6), 165-167.
- George S.E., Claxton L.D. (1988). Biotransformation of chlordecone by *Pseudomonas* species. *Xenobiotica*, 18, 407-416.
- Gerritse J., Gottschal J.C. (1992). Mineralization of the herbicide 2,3,6-trichlorobenzoic acid by a coculture of anaerobic and aerobic bacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 101, 89-98.
- Guiot S.R., Macarie H., Frigon J.C., Manuel M.F. (1994). Aerobic and anaerobic synchronous treatment of PCP-contaminated wastewater. In : *Proceedings 23rd Annual Technical Symposium of the Water Environment Association of Ontario*, Windsor, Ontario, Canada, April 17-19, 1994, pp. 29-38.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Häggbloom M.M., Bossert I.D. (Eds.) (2003). *Dehalogenation: Microbial Processes and Environmental Applications*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Herrera-López D., García-Mena J., Poggi-Varaldo H.M. (2007). The addition of zerovalent iron to batch bioreactors with simultaneous electron acceptors: influence on removal of high concentrations of Perchloroethylene. In : Gavaskar A.R., Silver C. F. [ed]. *In Situ and On-Site Bioremediation - 2007. Proceedings of the Ninth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*. Battelle Press, Columbus, OH, USA.
- Herrera-López D., Garcia-Mena J., Poggi-Varaldo H.M. (2008). Coupling continuous bioreactors with zero-valent iron filters: The Effect on Removal of High Concentrations of Perchloroethylene. In : Sass, B. M. [ed]. *Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2008. Sixth International Conference Remediation of chlorinated and Recalcitrant Compounds*. Battelle Press, Columbus, OH, USA.
- Holliger C., Regeard C., Diekert G. (2003). Dehalogenation by anaerobic bacteria-Part 2. In: Häggbloom M.M., Bossert I.D. (Editors). *Dehalogenation. Microbial Processes and Environmental Applications*. Kluwer Academic Publ., Netherlands. Chapter 5, pp. 115-157.
- Holmstead R.L. (1976). Studies of the degradation of Mirex with an Iron(II) porphyrin model system. *J. Agric. Food Chem.*, 24, 620-624.
- Howard P.H., Michalenko E.M., Sage G.W., (1981). *Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals*. New York, NY: Lewis Publishers, 110-118.
- Huckins J.N., Stalling D.L., Petty J.D., Denny R., Buckler B., Johnson B.T. (1982). Fate of Kepone and mirex in the aquatic environment. *J. Agric. Food Chem.*, 30(6), 1020-1027.
- Hugget R.J., Bender M.E. (1980). Kepone in James River. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 918-923. IARC. (1979). *Chlordecone*. Lyon, France: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humans, 20, 67-81.
- Igel-Egalon A., Cheviron N., Hedde M., Hernandez-Raquet G., Mougin C. (2010). Impact of antibiotics from pig slurry on soil microbial communities, including the basidiomycete *Trametes versicolor*. *Environ. Toxicol.* (in press).
- Iwamoto T., Nasu M. (2001). Current bioremediation practice and perspective. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 92, 1-8.
- George S.E and Claxton L.D. (1988). Biotransformation of chlordecone by *Pseudomonas* species. *Xenobiotica*, 18, 407-416.
- Jablonski P.E., Pheasant D.J., Ferry J.G. (1996). Conversion of Kepone by *Methanosarcina thermophila*. *FEMS Microbiol. Lett.*, 139, 169-173.
- Jolival C., Brenon S., Caminade E., Mougin C., Pontié M. (2000). Immobilization of laccase from *Trametes versicolor* on a modified PVDF microfiltration membrane: characterization of the grafted support and application in removing a phenylurea pesticide in wastewater. *J. Membrane Sci.*, 180, 103-113.
- Kenaga E.E. (1980). Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4, 26-38.
- Kennedy D.W., Aust S.D., Bumpus J.A. (1990). Comparative biodegradation of alkyl halide insecticides by the white rot fungus, *Phanerochaete chrysosporium* (BKM-F-1767). *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 2347-2353.
- Kiene R.P., Capone D.G. (1984). Effects of organic pollutants on methanogenesis, sulfate reduction and carbon dioxide evolution in salt marsh sediments. *Marine Environ. Res.*, 13, 141-160.
- Kloskowski R., Scheunert I., Klein W., Korte F. (1981). Laboratory screening of distribution, conversion and mineralization of chemicals in the soil-plant-system and comparison to outdoor experimental data. *Chemosphere*, 10, 1089-1100.
- Luellen D.R., Vadas G.G., Unger M.A. (2006). Kepone in James River fish: 1976-2002. *Sci. Total Environ.*, 358, 286-297.
- Lunsford C.A., Weinstein M.P., Scott L. (1987). Uptake of Kepone by the estuarine bivalve *Rangia cuneata*, during the dredging of contaminated sediments in the James River, VA. *Water Research*, 21, 411-416.
- Macarie H. (2010). Is chlordecone (CLD) really recalcitrant to microbial degradation? What can be learned from the past and perspectives for the remediation of polluted environments. Paper contributed to Prospective workshop on the research that must be conducted on chlordecone remediation. French West Indies, 17-22 May, 2010.
- Madsen E.L. (2006). The use of stable isotope probing techniques in bioreactor and field studies on bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology*, 17, 92-97.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Maphosa F., de Vos W.M., Smidt H. (2010). Exploiting the ecogenomics toolbox for environmental diagnostics of organohalide-respiring bacteria. *Trends Biotechnol.*, 28, 308-316.
- Marchand A.P. (1989). Synthesis and chemistry of homocubanes, bishomocubanes and trishomocubanes. *Chem. Rev.*, 89, 1011-1033.
- Marks T.S., Allpress J.D., Maule A. (1989). Dehalogénation of lindane by a variety of porphyrins and corrins. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 1258-1261.
- Matsumoto E., Kawanaka Y., Yun S.J., Oyaizu H., (2008). Isolation of dieldrin- and endrin-degrading bacteria using 1,2-epoxy-cyclohexane as a structural analog of both compounds. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 80, 1095-1103.
- Matsumoto E., Kawanaka Y., Yun S.J., Oyaizu H. (2009). Bioremediation of the organochlorine pesticides, dieldrin and endrin, and their occurrence in the environment *Applied Microbiology and Biotechnology*, 84, 205-216.
- Mohn W.W., Tiedje J.M. (1992). Microbial reductive dehalogenation. *Microbiol. Rev.*, 56, 482-507.
- Mougin C., Pericaud C., Malosse C., Laugero C., Asther M. (1996). Biotransformation of the insecticide lindane by the white rot basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. *Pestic. Sci.*, 47, 51-59.
- Mougin C., Jolivalt C., Briozzo P., Madzak C. (2003). Fungal laccases: from structureactivity studies to environmental applications. *Environ. Chem. Letters*, 1, 145-148.
- Mougin C., Boukcim H., Jolivalt C. (2009). Bioremediation strategies based on fungal enzymes as tools. *Advances in Applied Bioremediation* A. Singh, R.C. Kuhad and O.P. Ward (Editors). Springer, Soil Biology Series, Chapitre 7, pp. 123-149, ISBN 978-3-540-89620-3.
- Orndoff S.A., Colwell R.R. (1980). Microbial transformation of Kepone. *Applied and Environmental Microbiology*, 39, 398-406.
- Ortega-Clemente A., Caffarel-Méndez S., Ponce-Noyola M.T., Barrera-Cortés J., Poggi-Valardo H.M. (2009). Fungal post-treatment of pulp mill effluents for the removal of recalcitrant pollutants. *Bioresource Technology*, 100, 1885-1894.
- Poggi-Valardo H.M., Rinderknecht-Seijas N., Caffarel-Méndez S. (2002). Irreversibility of the adsorptive-desorptive behavior of pollutants in soils and sediments : quantitative evaluation by using a differential hysteresis coefficient. *Interciencia*, 27, 180-185.
- Poggi-Valardo H.M., Rinderknecht-Seijas N. (2003). A differential availability enhancement factor for the evaluation of pollutant availability in soil treatments. *Acta Biotechnol.*, 23 (2-3), 271-280.
- Poggi-Valardo H.M., Moreno-Medina C.U., Galíndez-Mayer J., Ponce-Noyola M.T., Esparza-García F.J., Ríos-Leal E., Juárez-Ramírez C., Rinderknecht-Seijas N.F. (2009). A review of zero-valent metals and biological treatment for the removal of chlorinated aliphatic compounds. *New Biotechnol.*, 25 (Supplement 1), S255-S256.
- Portier R.J., Meyers S.P. (1982). Monitoring biotransformation and biodegradation of xenobiotics in simulated aquatic microenvironmental systems. *Develop. Ind. Microbiol.*, 23, 459-475.
- Rama R., Sigoillot J.-C., Chaplain V., Asther M., Mougin C., (2001). Inoculation of filamentous fungi in manufactured gas plant site soils and PAH transformation. *Polycycl. Aromat. Comp.*, 18, 397-414.
- Rehman M.S.U., Ahmad N., Sarwar M., Hussain W. (2006). Pretreatment of complex industrial wastewater by ozonation. *J. Water Environ. Technol.*, 4(1), 51-59.
- Robinson T., Chandran B., Nigam P. (2001). Studies on the production of enzymes by white rot fungi for the decolourisation of textile dyes. *Enz. and Microbiol. Technol.*, 29, 575-579.
- Robles-González I.(St.), Ríos-Leal E., Ferrera-Cerrato R., Esparza-García F., Rinderknecht-Seijas N., Poggi-Valardo H.M. (2006). Bioremediation of a mineral soil with high contents of clay and organic matter contaminated with herbicide 2,4-10 dichlorophenoxyacetic acid using slurry bioreactors : effect of electron acceptor and supplementation with an organic carbon source. *Process Biochem.*, 41(9), 1951-1960.
- Robles-Gonzalez I.V., Fava F., Poggi-Valardo H.M. (2008). A review on slurry bioreactors for bioremediation of soils and sediments. *Microbial Cell Factories* (2008), 7, Art. No. 5 FEB 29 2008. Open access journal.
- Rubilar O., Díez M.C., Gianfreda L. (2008). Transformation of chlorinated phenolic compounds by white rot fungi. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 38, 227-268.
- Sax N.I., Lewis R.J.S.R. (1987). *Hawley's condensed chemical dictionary 11E éd.* New York, Van Nostrand Reinhold Company, pp. 42-51.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Scheunert I., Vockel D., Schmitzer J., Viswanathan R., Klein W., Korte F. (1983). Fate of chemicals in plant-soil systems: comparison of laboratory test data with results of open air long-term experiments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 7, 390-399.
- Schrauzer G.N., Katz R.N. (1978). Reductive dechlorination and degradation of Mirex and Kepone with vitamine B12s. *Bioinorg. Chem.*, 9, 123-143.
- Smidt H., de Vos W.M. (2004). Anaerobic microbial dehalogenation. *Ann. Rev. Microbiol.*, 58, 43-73.
- Snegaroff J. (1977). Les résidus d'insecticides organochlorés dans les sols et les rivières de la région bananière de Guadeloupe. *Phytiatrie-Phytopharmacie*. 26, 251-268.
- Soileau S.D., Moreland (1983). Effects of chlordecone and its alteration products on isolated rat liver mitochondria. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 67, 89-99.
- Soine P.J., Blanke R.V., Schwartz C.C. (1983). Chlordecone metabolism in the pig. *Toxicol. Letters*, 17, 35-41.
- Soine W.H., Forrest T.R., Smith J.D. (1983). Thermal reduction of chlordecone in the presence of alcohol. *J. Chromat.*, 281, 95-99.
- Suflita J.M., Horowitz A., Shelton D.R., Tiedje J.M. (1982) Dehalogenation: a novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds. *Science*, 218, 1115-1117.
- Uhlik O., Jecna K., Mackova M., Vlcek C., Hroudova M., Demnerova K., Paces V., Macek T. (2009). Biphenyl-Metabolizing Bacteria in the Rhizosphere of Horseradish and Bulk Soil Contaminated by Polychlorinated Biphenyls as Revealed by Stable Isotope Probing. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 6471-6477.
- Van Eekert M. H. A., Schraa G. (2001). The potential of anaerobic bacteria to degrade chlorinated compounds. *Water Science and Technology*, 44, 49-56.
- Van Velde P.A., Bender M.E., Roberts M.H., Jr. (1984). Uptake, distribution, metabolism and clearance of chlordecone by channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquatic Toxicol.*, 5, 33-49.
- Vidali M. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure Appl. Chem.*, 73(7), 1163-1172.
- Wackett L.P. (2004). Stable isotope probing in biodegradation research. *Trends in Biotechnology*, 22, 153-154.
- Wade L.G. (2003). *Organic Chemistry*. 5th edn, Prentice-Hall, New Jersey, USA. Sections 3-12B, 3.12C, 3.16, and 6.3E.
- Waldner R., Leisola-Matti S.A, Fiechter A. (1998). Comparison of ligninolytic activities of selected white-rot fungi. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 29, 400-407.
- Wohlfarth G., Diekert G. (1997). Anaerobic dehalogenases. *Current Opinion Biotechnol.*, 8, 290-295.
- Yun Y.S., Park J.I., Suh M.S., Park J.M. (2000). Treatment of food wastes using slurryphase decomposition. *Bioresour. Tech.*, 73(1), 21-27.
- Zhang C., Hughes J.B., Nishino S.F., Spain J.C. (2000). Slurry-phase biological treatment of 2,4-dinitrotoluene and 2,6-dinitrotoluene: role of bioaugmentation and effects of high dinitrotoluene concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 34(13), 2810-2816.
- Zolla V., Sethi R., Di Molfetta A. (2007). Performance Assessment and Monitoring of a Permeable Reactive Barrier for the Remediation of a Contaminated Site. *Amer. J. Environ. Sci.*, 3(3), 158-165.
- Andrade P. and Wheeler W. (1974). Biodegradation of mirex by sewage sludge organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 11, 415-416.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1996). Mirex and Chlordecone: CAS 2385-85-5 and 143-50-5. *Toxicology Fact Sheet*.
- Brentner L. B., Mukherji S. T., Merchie K. M., Yoon J. M., Schnoor J. L., Van Aken B. (2008). Expression of glutathione S-transferases in poplar trees (*Populus trichocarpa*) exposed to 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Chemosphere*, 73, 657-662.
- Burken J. and Schnoor J. (1998). Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees, *Environment Science and Technology*, 32, 3379-3385.
- Carlson D. A., Konyha K. D., Wheeler W. B., Marshall G. P., Zaylskie R. G. (1976). Mirex in environment - Degradation to Kepone and related compounds. *Science*, 194, 939-941.

Chapitre 3

Phytoremédiation

n° 9-10 • Avril 2011

Les Cahiers du

PRAM

Pôle de Recherche Agro-environnementale
de la Martinique

Remédiation à la pollution par la chlordécone aux Antilles





Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement



Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement



Institut de Recherche pour le Développement

PRAM

Pôle de Recherche Agro-environnementale de la Martinique

Quartier Petit-Morne - BP 214 - 97285 Le Lamentin Cedex 2 - Tél. 05 96 96 42 30 00 - Fax 05 96 42 31 00

Site Internet : pram-martinique.org



ministère
éducation
nationale
enseignement
supérieur
recherche

