

ÉTUDE EXPÉRIMENTALE DE LA BIORESTAURATION DES SOLS SOUILLÉS PAR LES HYDROCARBURES

Moncef Zairi*, Mohamed Jamel Rouis* et Rakia Shabou*

*École nationale d'ingénieurs de Sfax (Tunisie)

La biodégradation peut être considérée comme une méthode efficace et économique face aux problèmes de contamination des sols par les hydrocarbures. Dans ce travail il s'agit d'étudier la faisabilité de cette technique pour quatre sols, qui se trouvent particulièrement touchés par ce problème, vis-à-vis de trois hydrocarbures largement utilisés. L'étude expérimentale de la biodégradation des hydrocarbures dans le sol a montré que plusieurs facteurs interviennent dans ce phénomène. Le taux de biodégradation de ces composés est lié simultanément au type d'hydrocarbure, à la nature de la matrice solide, à la concentration initiale en hydrocarbures du sol contaminé et enfin à la disponibilité des substances organiques dans le milieu contaminé.

Ainsi, pour un même type de sol, l'essence est la famille d'hydrocarbures la plus biodégradable avec un taux de biodégradation de 50 % suivie par le gazole (33 %) et le fioul (17,6 %) par rapport à la masse d'hydrocarbures non évaporés. Les sols argileux sont les plus défavorables pour le traitement d'une pollution pétrolière par biodégradation. Les taux de biodégradation les plus faibles ont été enregistrés sur ces sols.

Le suivi du développement des populations bactériennes en fonction du temps a permis de définir une période de temps optimale pour achever un traitement par biodégradation d'un sol contaminé par des hydrocarbures.

The biodegradation is considered an efficient and economic tool in resolving hydrocarbons soil contamination problems. The feasibility study of this technique for four soil types, which are particularly exposed to this risk, is the main object of this work. It is shown from the experimental study that many factors affects this phenomenon. The hydrocarbons biodegradation rate is related to the nature of the solid matrix, the hydrocarbon type, initial concentration of the contaminated soil and the availability of nutrients.

Thus, for the same soil type, the petrol is the most biodegradable hydrocarbon with a rate of 50 %, than comes the diesel oil with 33 % and the fuel with a rate of 17.6 % relatively to the non

evaporated hydrocarbon fraction.

The clayey soils are the most unfavourable for the biological remedial of hydrocarbons pollution, the least biodegradation rates are recorded in these soils.

The control of bacteria populations growth in time has permitted to define an optimal time period for ending a biological treatment plan of an hydrocarbon contaminated soil.

INTRODUCTION

Le développement industriel et économique ces dernières décennies a accru la consommation d'énergie et en particulier, d'hydrocarbures. De ce fait d'importantes quantités de ces produits sont souvent en mouvement et de nouvelles infrastructures pour leur transport et stockage sont construites chaque année. Cette situation a augmenté les risques de déversements accidentels et la contamination des sols et des aquifères par ces produits. De nombreux travaux ont montré la complexité des phénomènes associés à l'évolution des hydrocarbures dans les milieux poreux saturés ou insaturés, et particulièrement en présence d'eaux souterraines (Sitar *et al.*, 1987, Oudot *et al.*, 1989, Dubas et Das, 1991, Razakarizoa *et al.*, 1992). Un grand nombre de paramètres interviennent simultanément pour déterminer le devenir de ces produits. Dans tous les cas, le risque de contamination des aquifères est très significatif et la zone polluée peut être étendue par les mouvements de l'eau (infiltration, variation du niveau de la nappe).

En effet, les hydrocarbures sont en majorité moins denses que l'eau. Ils se trouvent donc principalement à la surface des nappes souterraines. Toute variation du niveau de cette surface entraînera l'étalement de ces hydrocarbures.

Suite à un déversement accidentel, les hydrocarbures sont partiellement dissous dans l'eau pour constituer une phase mobile qui peut saturer les pores du sol. Ils peuvent être retenus par les forces d'adsorption, d'absorption ou de capillarité à la surface des particules ou encore volatilisés pour constituer une phase gazeuse (Somers, 1974).

Les phases adsorbées et dissoutes occupent un grand espace à l'intérieur du sol. Bien qu'elles se retrouvent en quan-

tité moindre que la phase mobile, elles sont plus persistantes dans l'environnement (Razakarisoa, 1991).

Les méthodes généralement utilisées pour le traitement des sols pollués par les hydrocarbures sont de trois types : physiques, physico-chimiques et biologiques.

Dans la méthode physique il s'agit généralement d'excaver et de transporter les sols pour les déposer dans des décharges. Les eaux contaminées sont pompées et traitées. Les travaux de Sitar *et al.* (1987) montrent que les conditions nécessaires pour déplacer un ganglion d'un hydrocarbure de taille comparable à celle du diamètre des grains, au cours d'un traitement par pompage, sont en dehors de celles d'un régime d'écoulement permanent.

Dans les procédés de traitement physico-chimiques il s'agit d'injecter des émulsifiants pour solubiliser les hydrocarbures dans l'eau. Les désavantages de l'utilisation des détergents proviennent du risque de l'obstruction des pores du sol ainsi que leur efficacité limitée à la zone au voisinage des puits d'injections (Vreeken *et al.*, 1992).

Les surfactants sont efficaces dans la désorption des polluants organiques hydrophobes du sol. Par conséquent, l'utilisation de surfactants comme agents de solubilisation pour éliminer les hydrocarbures du sol peut constituer une méthode prometteuse de remédiation des sols (Chu et Jafvert, 1994). Cependant l'application de cette technique nécessi-

te des dispositions spéciales pour atteindre l'efficacité recherchée (Longio et Kueper, 1995).

Dans la méthode biologique, il s'agit d'utiliser des bactéries vivant dans le sol contaminé ou ensemencées artificiellement. La biorestauration *in situ* se distingue par le fait qu'elle est une méthode non destructive; le sol est non excavé. Elle est capable d'éliminer simultanément toutes les phases d'hydrocarbures dans le sol (dissoute et adsorbée). Les coûts du traitement biologique sont plus faibles comparés à ceux des autres techniques (Vreeken *et al.*, 1992, Violette *et al.*, 1991, Chatterjee *et al.*, 1991).

Cet article présente les résultats d'une étude expérimentale sur la faisabilité de la biorestauration de quatre sols pollués par les hydrocarbures. La biodégradabilité globale de trois familles d'hydrocarbures (essence, fioul et gazole) est suivie en fonction du temps. Les principaux paramètres qui conditionnent cette évolution sont identifiés et optimisés.

ÉTUDE EXPÉRIMENTALE

Propriétés des matériaux

Le programme expérimental est réalisé sur quatre sols naturels considérés représentatifs des sols affleurants dans la région de Sfax. Il s'agit de sols nus à composition sablo-argileuse se trouvant en périmètres urbains. Le tableau I représente les principales caractéristiques de la partie superficielle de ces sols.

Programme des essais

L'étude expérimentale est réalisée en trois étapes. Au cours de la première il était question de procéder à une adaptation d'une microflore issue de sols contaminés par des hydrocarbures. La deuxième étape a consisté en une simulation expérimentale de la contamination des sols par les hydrocarbures. La dernière étape correspond à la mise en place et au suivi de l'évolution du processus de la bioremédiation au laboratoire.

Par défaut de disponibilité de souches commerciales sélectionnées, on a opté pour l'utilisation de bactéries indigènes déjà existantes dans des sols contaminés. L'enrichissement consiste à la préparation en laboratoire d'inoculum riche en bactéries adaptées aux hydrocarbures. C'est ainsi que deux échantillons de sols sont prélevés à 5 cm de profondeur au niveau de deux sites de déversement d'hydrocarbures. Le premier échantillon (E1) est situé à proximi-

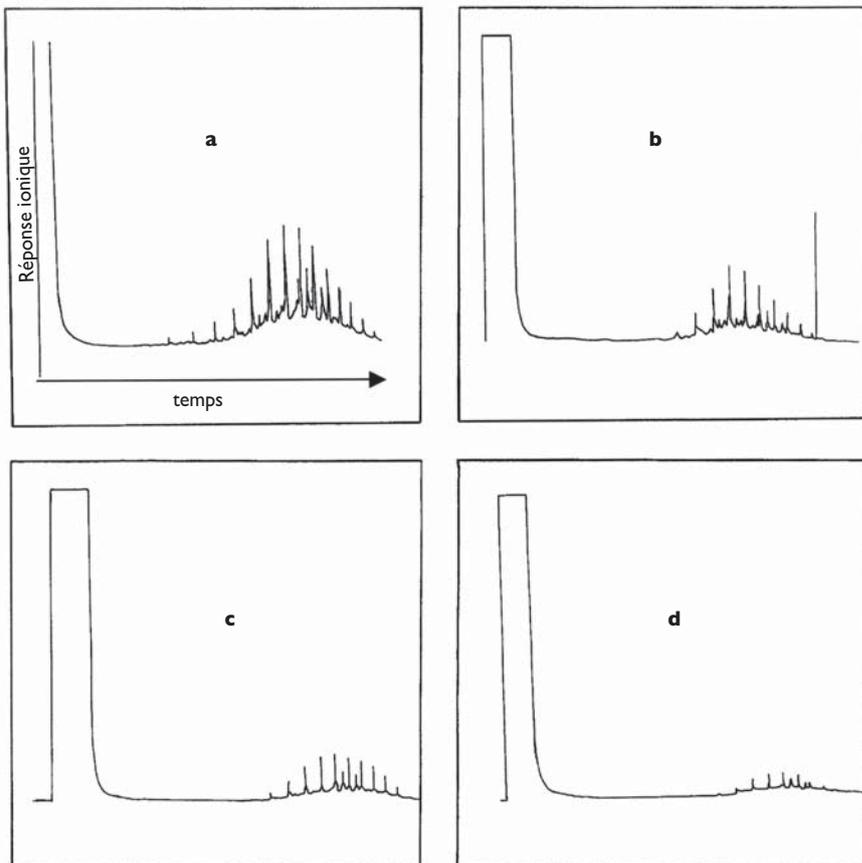


Figure 1 : Spectres des prélèvements à l'état initial (a), après 24 h (b), 48 h (c) et 72 h (d).

Tableau 1 : Principales caractéristiques des sols étudiés

Sol eau	Perméabilité (m/s)	Matière organique (%)	CaCO ₃ (%)	Teneur en naturelle (%)
Sable grossier	2,9 10 ⁻⁴	1,65	3,8	0,74
Sable silteux	1 10 ⁻⁴	1,0	2,1	1,07
Sable argileux	5,4 10 ⁻⁵	0,57	14,23	8,88
Argile silteuse	3,7 10 ⁻⁹	3,32	15,12	10,10

té du port pétrolier de Sfax. Le deuxième (E2) au niveau d'une zone industrielle où des rejets riches en hydrocarbures sont déversés.

Quatre inocula ont été préparés contenant une microflore adaptée aux trois types d'hydrocarbures utilisés. Chacun de ces inocula servira pour l'ensemencement du sol contaminé par l'hydrocarbure respectif.

Les inocula I, II et III sont préparés à partir de l'échantillon de sédiment (E2). La procédure d'enrichissement consiste à prendre 10 g du sol pollué pour inoculer dans 100 ml d'un milieu synthétique minimum. La source de carbone et d'énergie est fournie par 5 ml de fioul, 10 ml de gazole et 10 ml d'essence respectivement pour les inocula I, II et III. L'incubation des différentes préparations est faite pendant 3 jours à 30 °C. La préparation de l'inoculum IV est réalisée en deux phases. Au cours de la première il s'agit d'inoculer 10 g d'échantillon de sol (E1) dans 50 ml d'un milieu milieu complet riche. Après une incubation de 24 heures, la deuxième phase consiste à réaliser une culture bactérienne en « batch » (ou en discontinu) dans un fermenteur. Il s'agit d'inoculer la culture de la première phase dans un milieu synthétique minimum où le gazole est la seule source de carbone et d'énergie (20 ml de gazole/l). Dans la présente étude on s'est arrêté au niveau de la troisième fermentation. Chacune des trois fermentations a duré 3 jours.

Pour suivre cette préparation, des échantillons ont été prélevés en fonction du temps et le gazole résiduel est analysé par chromatographie en phase gazeuse après extraction à l'hexane. Les spectres correspondant à des prélèvements après 24 h, 48 h et 72 h comparés au spectre de l'état initial (fig. 1) montrent une décroissance aussi bien dans le nombre que la hauteur des pics des hydrocarbures. Le spectre de l'échantillon pris après 72 h présente des pics très faibles en nombre et en hauteur reflétant la dégradation presque totale du gazole après 72 h d'inoculation.

Dans l'étape de simulation de la contamination par les hydrocarbures, deux séries d'essais sont réalisées. Au cours de la première sept tests ont été réalisés au cours desquels la matrice solide (sol) et le type d'hydrocarbure ont été variés selon les proportions du tableau 2. La masse du sol est introduite dans un bac en Plexiglas de 50 cm de largeur et de longueur et de 30 cm de profondeur, mélangé avec la quantité d'hydrocarbure considéré. Le sol contaminé est immédiatement amendé avec 12 g de sulfate d'ammonium ((NH₄)₂SO₄), 1 ml de solution d'oligo-éléments/kg de sol et 2,1 g de phosphate de potassium (K₂HPO₄ dibasique), soit

Tableau 2 : Mélanges de la première série d'essais

Essai	Matrice solide (kg)	Hydrocarbure (g)
1	Sable grossier (10)	Gazole (50)
2	Sable grossier (10)	Essence (50)
3	Sable silteux (10)	Fioul (50)
4	Sable silteux (10)	Gazole (50)
5	Sable silteux (10)	Essence (50)
6	Argile silteuse (10)	Gazole (50)
7	Sable argileux (10)	Gazole (50)

un rapport carbone/azote/phosphore (C/N/P) de l'ordre de 100/5/1. Les bacs contaminés sont ensemencés par 10 ml/kg de sol de l'inoculum correspondant à l'hydrocarbure considéré. Pour chaque essai de traitement, un bac témoin non ensemencé par les souches bactériennes adaptées aux hydrocarbures est amendé par les nutriments. L'incubation des populations bactériennes est faite pendant une période de quarante jours sous des conditions de température ambiante. L'aération est assurée par un malaxage manuel des sols dans les bacs deux fois par jour.

Dans la seconde série, les six tests réalisés ont servi pour examiner la biodégradation du gazole dans l'argile silteuse en fonction de la concentration initiale de contamination et de la nature du milieu d'amendement (tableau 3). Chaque bac utilisé dans cette série d'essais contient 5 kg de sol. L'ensemencement est réalisé par l'inoculum adapté au gazole à raison de 0,5 %, 1 % et 1,25 % pour les bacs dont la concentration initiale en gazole est de 1 %, 2 % et 5 % respectivement. Des bacs témoins non ensemencés ont été également utilisés pour cette série.

Le pH du sol est ajusté à 7 par ajout d'une solution acide ou basique lors du démarrage des essais. Des mesures de pH

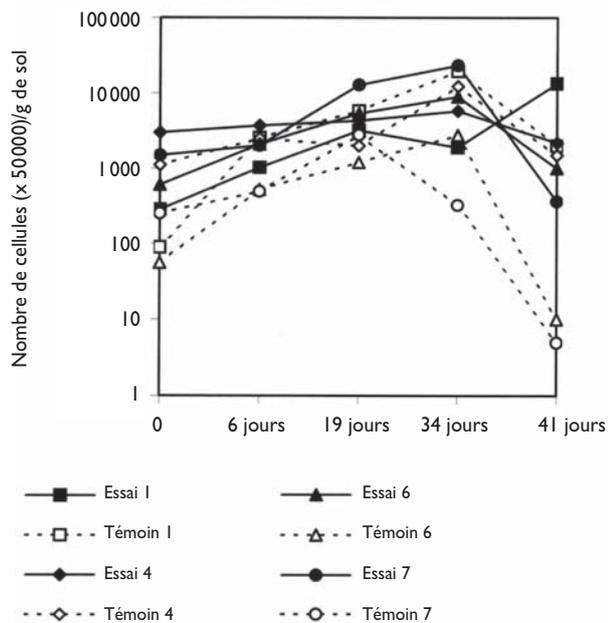


Figure 2 : Dénombrement de la population bactérienne hétérotrophe totale des sols contaminés par le gazole

Tableau 3 : Mélanges de la deuxième série d'essais

Essai initiale	Amendement (C/N/P)	Gazole (g)	Concentration (%)
8	100/5/1	50	1
9	100/5/1	100	2
10	100/5/1	250	5
11	800/13/1	50	1
12	800/13/1	100	2
13	800/13/1	250	5

sont faites sur chaque échantillon de sol prélevé. Ils ont montré que le pH est légèrement variable et demeure dans une marge comprise entre 6,9 et 8,2. Le pH prédominant étant légèrement basique favorisant ainsi une activité microbienne convenable à la biodégradation des hydrocarbures dans le sol.

Les teneurs en eau des sols dans les bacs des deux séries d'essais sont ajustées de façon à maintenir une teneur de l'ordre de 5 % pour le sable grossier et le sable silteux et de 15 % pour l'argile silteuse et le sable argileux.

La température ambiante est enregistrée d'une façon continue tout au long du programme expérimental. Les valeurs enregistrées oscillent entre 15 et 25 °C. Cette gamme demeure dans celles des intervalles favorables à la croissance des micro-organismes.

Évaluation de la biodégradation des hydrocarbures dans le sol

L'évaluation du taux de biodégradation des hydrocarbures dans les sols est déterminée en utilisant conjointement deux techniques. La première, est un dénombrement de la microflore totale et adaptée aux hydrocarbures. En effet, les échantillons prélevés sur les sol des bacs témoin et d'essai, ont permis, entre autres, de compter la microflore hétérotrophe totale et les populations capables d'assimiler les hydrocarbures.

Pour le dénombrement des bactéries hétérotrophes totales, un milieu nutritif complet est utilisé. Tandis que pour l'étude des bactéries adaptées aux hydrocarbures, un milieu minéral synthétique ne contenant pas d'autre source de carbone que les hydrocarbures est employé.

Après solidification et séchage, ces milieux solides sont utilisés pour le dénombrement des bactéries. Les dénombrements sont réalisés par étalement sur le milieu solide de dilutions décimale et comptage des bactéries.

On procède par dilution de 5 g de l'échantillon de sol dans 25 ml d'eau physiologique stérilisée (8,5 g NaCl/l d'eau distillée). Le surnageant de cette solution mère est dilué en série décroissante dans l'eau physiologique. Les boîtes Pétri sont par la suiteensemencées à l'aide des dilutions décimales.

Le dénombrement en milieu solide est réalisé selon la technique du nombre moyen probable (2 boîtes par dilution). L'incubation dure 4 jours pour le milieu nutritif complet et 21 jours pour le milieu synthétique à la température de 28 °C. La deuxième technique d'évaluation est le dosage gravimé-

trique des résidus de biodégradation. Les hydrocarbures contenus dans l'échantillon (100 g) prélevé dans le sol du bac est solubilisé dans le chloroforme à 40 °C pendant une heure sous agitation magnétique. Après solubilisation, on procède à une filtration sous vide, le filtrat est récupéré dans un ballon et concentré par évaporation du solvant à l'évaporateur rotatif. Le concentré récupéré (1 à 2 ml) est transvasé dans une nacelle en aluminium préalablement tarée, l'évaporation à l'air libre permet de débarrasser les hydrocarbures du solvant organique en excès.

La masse des extraits totaux des hydrocarbures est déterminée par pesée des nacelles après évaporation complète du solvant.

Oudot (1984), propose pour le calcul des pertes abiotique dues à l'évaporation des hydrocarbures et le taux de biodégradation, les formules suivantes :

$$\text{Taux d'évaporation} = 100 [1 - (\text{MRT}/\text{MI})]$$

$$\text{Taux de biodégradation} = 100 [1 - (\text{MRE}/\text{MRT})]$$

MI est la masse initiale de l'hydrocarbure ;

MRT est la masse du résidu d'hydrocarbure dans le bac témoin ;

MRE est la masse du résidu dans le bac d'essai.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Le dénombrement des cellules contenues dans les échantillons des sols contaminés et témoins a permis de suivre l'évolution de la flore totale ainsi que celle adaptée aux hydrocarbures.

Au niveau des bacs traité par un même hydrocarbure, la croissance cellulaire de la flore totale la plus élevée et la plus rapide est observée au niveau des sols sableux. Elle est minimale pour les sols argileux (fig. 2). En effet, les courbes d'évolution du nombre de cellule dans les sols des essais et témoins 1 et 4 ont des pentes plus fortes que celles des essais 6 et 7, traduisant une plus grande vitesse de croissance dans ces sols. L'augmentation du nombre de cellules par gramme de sol par rapport au celui du temps initial est également plus importante pour les sols sableux que pour les matériaux argileux. Ce même comportement est également observé pour la flore adaptée aux hydrocarbures (fig. 3).

Le nombre de cellules de la flore totale par gramme de sol (fig. 2) enregistre une chute à partir du 34^{ème} jour, traduisant la raréfaction du substrat. Il ne subsiste que la flore adaptée au gazole des bacs d'essais (fig. 3) dont le nombre correspond sensiblement à celui de la flore totale au bout de 35 jours. En effet, partant des valeurs qui varient entre 10⁴ à 10⁷ cellules par gramme de sol traité et de 10³ à 10⁵ cellules par gramme de sol témoin, le nombre de cellules montre un accroissement exponentiel pour atteindre des valeurs plus élevées de l'ordre de 10¹⁰ cellules par gramme de sol. Au bout d'une période de 35 jours, le nombre enregistre une décroissance des valeurs qui atteint 10⁵ cellules par gramme de sol. Cette décroissance correspond à la dégénérescence d'une partie de la population bactérienne. Ce phénomène est exprimé par le faible nombre de bactéries adaptées aux hydrocarbures qui ne représentent que 15 à 65 % de la population totale.

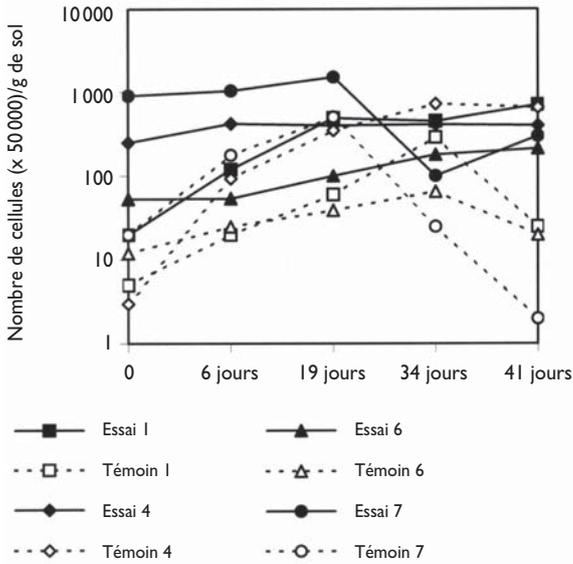


Figure 3 : Dénombrement de la population bactérienne adaptée aux hydrocarbures des sols contaminés par le gazole.

Pour une même matrice solide, l'évolution du nombre de cellules de la flore totale par gramme de sable silteux (fig. 4) ainsi que celui de la flore adaptée aux hydrocarbures (fig. 5) est la plus rapide dans le cas où l'essence est l'hydrocarbure de contamination. Cette évolution est la plus faible pour le fioul. Le même comportement est également observé pour le sable grossier (fig. 6 et fig. 7) où la croissance est mieux développée pour une contamination avec l'essence qu'avec le gazole. D'une manière générale, la population hétérotrophe tota-

le est du même ordre de grandeur dans les bacs d'essais et les bacs témoin. Celui de la population adaptée aux hydrocarbures est plus importants dans les bacs d'essais. Cette observation a été faite par Oudot *et al.* (1987) sur des parcelles de sol de limon argileux.

Les courbes des figures 2 à 7 ont une allure typique des courbes de croissance cellulaires. Cependant, l'absence d'une phase de latence qui aurait précédé la phase exponentielle est remarquable. En effet, les milieux traités ont été ensemencés avec des populations bactériennes déjà adaptées aux hydrocarbures. Cette absence peut provenir de l'échantillonnage qui n'a pas permis de refléter cette allure. Cette contrainte est due essentiellement au nombre élevé d'échantillons prélevés au niveau des différents cas simulés.

Les dosages des résidus d'hydrocarbures dans les sols contaminés et ensemencés ainsi que celui des bacs témoins ont été faits après une période d'incubation de 41 jours. Pour chaque analyse, un échantillon moyen de 100 g est prélevé après homogénéisation de quatre prélèvements de chaque bac.

Les taux d'évaporation et de biodégradation sont calculés par les formules d'Oudot (1984), après extraction gravimétriques des hydrocarbures résiduels. Les résultats pour la première série d'essais sont portés sur le tableau 4.

Au bout de quarante jours, les taux d'évaporation pour les différents types d'hydrocarbures varient de 16 % à 99 %. Le fioul montre le taux d'évaporation le plus faible (16 %), le gazole garde une valeur moyenne de l'ordre de 60 % pour les quatre types de sol, l'essence présente les taux d'évaporation les plus élevés. En effet, cet hydrocarbure regroupe des composés de C4 à C10 qui se prêtent facilement à l'évaporation sous des conditions de températures ambiantes.

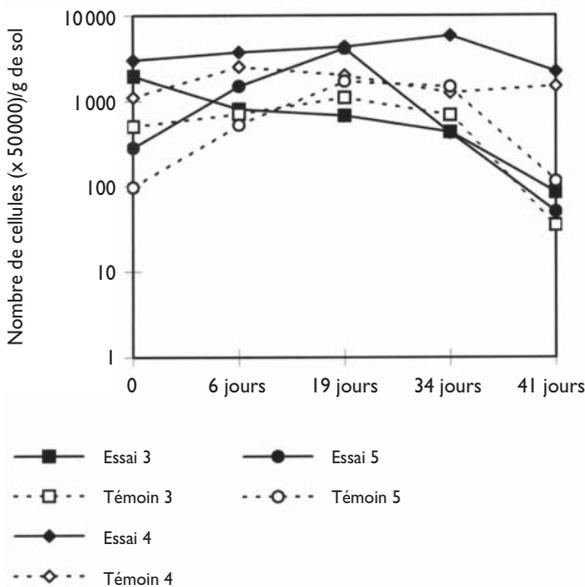


Figure 4 : Dénombrement de la population bactérienne hétérotrophe totale des bacs de sable silteux.

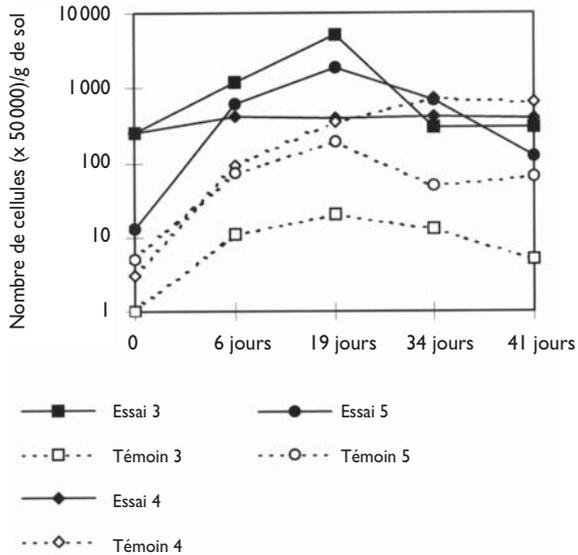


Figure 5 : Dénombrement de la population bactérienne adaptée aux hydrocarbures des bacs de sable silteux.

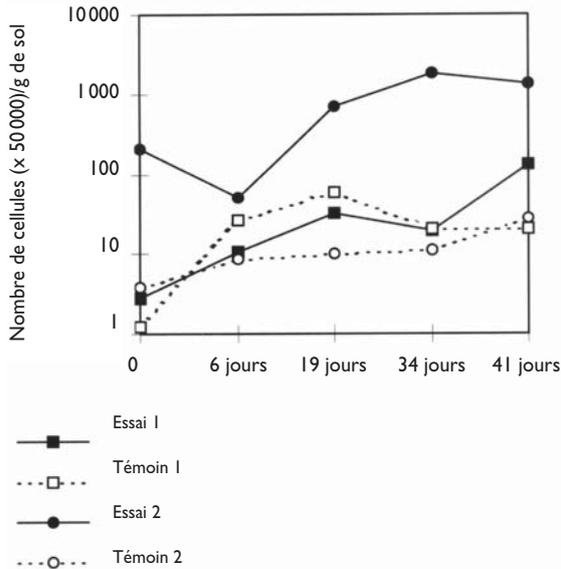


Figure 6 : Dénombrement de la population bactérienne hétérotrophe totale des bacs de sable grossier.

Le gazole et le fioul sont constitués d'éléments à poids moléculaire plus élevé plus difficilement évaporés. Les différents taux d'évaporation enregistrés pour chaque type de sol sont plutôt liés aux types d'hydrocarbures et non pas à la nature de la matrice solide.

Les taux de biodégradation dans les sols de la première série montrent des valeurs qui varient de 7,4 % à 66,6 % de la masse d'hydrocarbures non évaporés. Ces taux varient de 7,4 % à 37 % pour le gazole. C'est au niveau du sable grossier que le taux de biodégradation est le plus élevé (37 %). Au niveau du sable silteux, l'activité biodégradante du gazole est légèrement plus faible (33 %). Elle est de l'ordre de 27 % au sein du sable argileux et ne dépasse pas 7,4 % dans l'argile silteuse.

L'essence montre un comportement identique à celui du gazole avec des taux de biodégradation relatifs plus élevés. Ce résultat montre bien que la biodégradation des hydrocarbures est fortement liée aux caractéristiques du sol. En effet, le sable grossier est un sol assez homogène (plus de 80 % de sable grossier), poreux et présente une forte perméabilité. Ces propriétés constituent des conditions favo-

Matrice solide	Hydrocarbures	Évaporation (%)	Biodégradation de la fraction non par rapport à la évaporée (%)	Biodégradation par rapport à la masse initiale (%)
Sable grossier	Gazole	66,8	37	12,3
	Essence	99,4	66,66	3,9
	Fioul	16	17,6	14,8
Sable silteux	Gazole	61,8	33	12,6
	Essence	98,4	50	0,8
Sable silteux	Gazole	60,4	27	10,7
Argile silteuse	Gazole	56,8	7,4	3,2

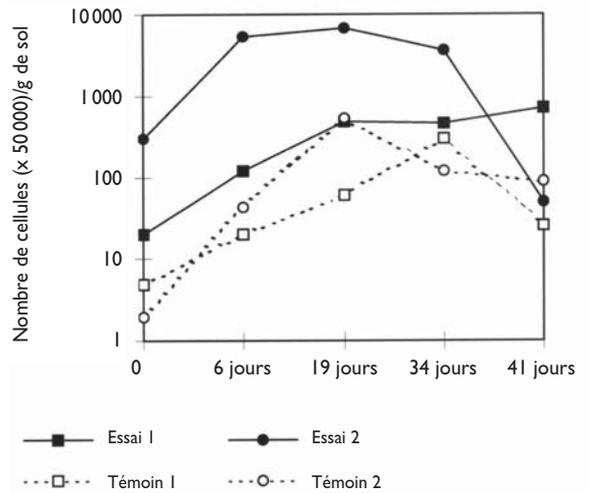


Figure 7 : Dénombrement de la population bactérienne adaptée aux hydrocarbures des bacs de sable grossier.

rables pour la stimulation de la biodégradation des hydrocarbures contenus dans la matrice solide (Oudot *et al.* 1989). Pour des sols plus fins et plus argileux les contaminants sont adsorbés par les particules argileuses fines et il est difficile qu'ils viennent au contact des micro-organismes. Ce phénomène est très remarquable pour le sol argileux où la biodégradation du gazole est de l'ordre de 7,4 %.

Le taux de biodégradation des hydrocarbures dans le sable silteux est très variable, il est de 50 % pour l'essence, de 33 % pour le gazole et de 17 % pour le fioul. Au niveau du sable grossier, le taux de biodégradation de l'essence est de 66,66 % alors qu'il est de 37 % pour le gazole. Pour un même type de sol, la biodégradation des hydrocarbures est fonction de la structure de ces derniers. L'essence étant l'hydrocarbure le plus biodégradable, le gazole se prête un peu moins à la biodégradation, le fioul est difficilement assimilable par les micro-organismes en raison de sa constitution complexe et le pourcentage élevés des noyaux aromatiques de sa composition (Oudot, 1990).

Les résultats des tests de la deuxième série d'essais ont montré que pour un rapport C/N/P de 100/5/1, on enregistre des taux de biodégradation de 57,17 %, 15,9 % et 4 % respectivement pour des concentrations initiales en gazole de 1 %, 2 % et 5 % (tableau 5). Lorsque le rapport C/N/P est de 800/13/1 les taux de biodégradation sont alors de 46,2 %, 12,28 % et 2,41 %. Ainsi, le taux de biodégradation du gazole dans le sable silteux est d'autant plus important que les concentrations initiales de contamination sont plus faibles. Ce phénomène a été observé par Oudot *et al.* (1989) qui ont montré que l'intensité de la biodégradation est fonction de la concentration initiale de contamination par les hydrocarbures.

Pour une concentration initiale en gazole de 1 %, le taux de biodégradation avec un rapport C/N/P de 100/5/1 est 57,17 %. Il est de 46,02 % pour un rapport C/N/P

Tableau 5 : Évaporation et Biodégradation des hydrocarbures au cours de la deuxième série

Rapport C/N/P (%)	Concentration initiale en Gazole (%)	Évaporation (%)	Biodégradation de la fraction non évaporée (%)	Biodégradation par rapport à la masse initiale
100/5/1	1	47,7	57,17	29,9
	2	37,1	15,91	10,0
	5	50,28	4	1,98
800/13/1	1	33,3	46,02	30,69
	2	51,5	12,28	5,96
	5	51,04	2,41	1,18

de 800/13/1. Les bacs contaminés avec une concentration initiale en hydrocarbures de 2 % et 5 % présentent le même comportement. Ainsi, un rapport C/N/P de 100/5/1, considéré adéquat pour les métabolismes microbiens, donne les taux de biodégradation les plus élevés pour les différentes concentrations en gazole.

CONCLUSIONS

La biodégradation des hydrocarbures est liée simultanément au type d'hydrocarbure et à la nature de la matrice solide. L'essence constitue l'hydrocarbure le plus biodégra-

dable suivie par le gazole et en dernier lieu parvient le fioul.

L'analyse de l'effet des propriétés et caractéristiques des sols sur la biodégradation des hydrocarbures montre que plus le sol est argileux, plus il est défavorable pour la stimulation et éventuellement l'évolution de la biodégradation. Ceci est lié aux propriétés adsorbantes des fractions argileuses qui gênent le fonctionnement des micro-organismes et diminue la disponibilité en eau libre pour la croissance microbienne. La conception d'un programme de traitement de sol pollué par les hydrocarbures doit considérer quatre facteurs essentiels. L'ensemencement du sol par des bactéries adaptées aux hydrocarbures dans les sols à traiter, la création de conditions environnementales (pH, température, nutriments et teneur en eau) optimales pour stimuler l'activité, ainsi qu'une bonne connaissance du type de sol à traiter et sa concentration en hydrocarbure. L'optimisation de ces paramètres permettra une biodégradation des hydrocarbures assez rapide, réduisant ainsi les risques de propagation de la contamination et les coûts de traitement.

***Moncef Zairi, Mohamed Jamel Rouis et Rakia Shabou**

École nationale d'ingénieurs de Sfax, Département de génie géologique
BP: W, 3038 - Sfax, Tunisie. Tél.: 216 74 274 088 - Fax: 216 74 275 595.
email: Moncef.Zairi@enis.rnu.tn

Bibliographie

- Chatterjee S., Ghoshal A., McKernan M. (1991) *Toxicity reduction on-site system TROS application at two shut-down petro-refineries*. Compte rendu de la Première Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale, 14, 15, et 16 mai 1991, Montréal - Québec, pp. 407-414.
- Chu, w. and Jafvert, C.T. (1994) *Photodechlorination of polychlorobenzene congeners in surfactant micelle solutions*. Environ. Sci. Technol., 28, pp. 2415-2422.
- Dubas, R., Das, D. (1991) *A study of hydrocarbon contamination in glacial till*. Compte rendu de la Première Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale, 14, 15, et 16 mai 1991, Montréal - Québec, pp. 331-336.
- Longio B.L. et Kueper B.H. (1995) *The use of upward gradients to arrest downward dense, nonaqueous phase liquid (DNAPL) migration in the presence of solubilizing surfactants*. Can. Geotech. J. 32, pp. 296-308.
- Oudot J. (1984) *Étude du potentiel de biodégradation et de son expression dans le milieu*. Thèse de Doctorat d'état, Université de Paris VII. CNRS TD 12491.
- Oudot J. (1990) *Selective migration of low and medium molecular weight hydrocarbons in petroleum contaminated terrestrial environments*. Oil and Chemical Pollution, 6, pp. 251-261.
- Oudot J., Ambels A., Bourgeois, S., Gatellier C., et Sebyera N. (1989) *Hydrocarbon infiltration and biodegradation in a landfarming experiment*. Environmental Pollution, 59, pp. 17-40.
- Oudot J., Fusey P., Abdelouahid, D.E., Haloui, S. et Roquebert, M.F. (1987) *Capacités dégradatives de bactéries et de champignons isolés d'un sol contaminé par un fioul*. Can. J. Microbiol. 33, pp. 232-243.
- Razakarisoa O., Muntzer, P., Rimmelein P., et Zilliox L., (1992) *Incidence de la source de pollution sur la dissolution et la rétention sélective des hydrocarbures en milieux poreux saturé en eau*. Revue des Sciences de l'Eau, 5, pp. 157-178.
- Sitar, N., Hunt, J.R., and Udell, K.S. (1987) *Movement of nonaqueous liquids in groundwater*, Proceedings of geotechnical practice for waste disposal '87, GT, Ann Arbor, USA, June 15-17, 1987, pp. 205-223.
- Somers, J.A. (1974) *The fate of spilled oil in soil*. Hydrolog. Sci. Bull. 19, pp. 501-521.
- Violette G.G., MacQuarrie K.T.B., Valsangkar, A.J. (1991) *Fioul oil leak, Smythe school, Fredericton, N.B.: Site characterization and emergency remedial action*. Compte rendu de la Première Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale, 14, 15, et 16 mai 1991, Montréal - Québec, pp. 363-370.
- Vreeken C., VAN EYK J., Loxham M. and Visser W. (1992) *Remedial actions at operating petrochemical sites*. Géotechnique, 42, pp. 23-31.