

ELIMINATION DU PHENOL ET DE CERTAINS CHLOROPHENOLS PAR FILTRATION BIOLOGIQUE LENTE SUR SABLE ET SUR POLYSTYRENE

M. M. Malam Alma¹, H. Sadou¹, G. Matejka², P. Chazal²

¹*Faculté des Sciences, Université Abdou Moumouni, BP 10662 Niamey/NIGER*

²*Laboratoire de Génie chimique - Traitement des eaux et des déchets
123, Avenue Albert Thomas, 87060 Limoges Cedex/France.*

(Reçu le 29/09/2003 – Accepté après révision le 25/09/2006)

Summary: The aim of this study is to evaluate the performance and capacities of biological filters to remove organic pollutants. Two columns of filtration having a 120 cm length were used. One was filled with sand (down flow filtration) and the other contained polystyrene beads (up flow filtration). The choice of this filtration model is according to the density of sand and polystyrene. The height of these filters was 70 cm. The filtration velocity was 230 ml/h. The seeding was done with some wastewater of the epuration station coming from the city of Limoges (France). The bacterial growth and maintenance on the support (sand, polystyrene) were performed using a glucose - ammonium - salts medium (CaCl₂, MgSO₄, NH₄Cl, KH₂PO₄, FeCl₃, CaCO₃). The organic pollutants studied were: phenol, orthochlorophenol, 2,4,5 trichlorophenol. In the first time the pollutants were tested alone on the biofilms. Samples were taken at the up and the exit of filters. Phenol and orthochlorophenol were eliminated and the biodegradability whereas the whole filters. The 2,4,5 trichlorophenol was not eliminated. The trichlorophenol was eliminated by cometabolism in presence of phenol and orthochlorophenol

Keys words : pollutants, biological filtration, cometabolism, elimination.

Résumé : L'objectif de cette étude est d'évaluer les performances et les capacités des filtres biologiques à éliminer les polluants organiques. Deux colonnes de filtration ayant chacune 120 cm de longueurs ont été utilisées. L'une contient du sable et le mode de filtration est descendant (down filtration) et l'autre contient du polystyrène et le mode de filtration est ascendant (up filtration). La hauteur des lits filtrants est de 70 cm, la vitesse de filtration 230 ml.H⁻¹. L'ensemencement a été réalisé par les eaux de la station d'épuration de Limoges. La maintenance et la croissance bactérienne ont été assurées par une solution complément nutritive : glucose – ammonium - sels minéraux (CaCl₂, MgSO₄, NH₄Cl, KH₂PO₄, FeCl₃, CaCO₃). Les polluants organiques étudiés sont : Phénol, Orthochlorophénol (OCP) et 2,4,5 trichlorophénol (TCP). Dans un premier temps tous les polluants ont été testés seuls sur les filtres. Les prélèvements sont effectués en entrée et sortie des filtres. Le phénol et l'orthochlorophénol sont éliminés alors que le trichlorophénol n'est pas éliminé. Le TCP est éliminé par cométabolisme en présence du phénol ou de l'OCP.

Mots – clés : polluants, filtration biologique, cométabolisme, élimination.

I. INTRODUCTION;

Les composés phénol peuvent se trouver à l'état naturel chez les espèces animales et végétales. Ils peuvent être aussi d'origine industrielle (bois, pharmacie, industrie textile ou chimique etc...) ^[1]. Ce sont des produits très toxiques dont la présence dans l'environnement et l'élimination posent un certain nombre de problèmes ^[1].

En effet lorsque les composés phénol se retrouvent dans les eaux d'alimentation des stations d'eau potable, ils génèrent par chloration, des dérivés encore plus toxiques ^[2,3,4]. En ce qui concerne le phénol, la dose létale 50 (DL50) chez les rats, c'est à dire la dose qui provoque la mort de 50% des rats en 24 heures est de 530 mg.kg⁻¹ ^[5]. La toxicité des chlorophénols tend à augmenter au fur et à mesure que le nombre d'atomes de chlore augmente ^[6].

Ainsi le pentachlorophénol est le plus toxique et sa dose létale est semblable pour une grande variété d'animaux y compris les mammifères : 100 – 200 mg.kg⁻¹ de masse [5]. D'une manière générale tous les chlorophénols sont irritants et toxiques [7,8]. C'est pourquoi, depuis de nombreuses années des travaux ont été entrepris en vue d'éliminer les composés phénoliques par des mécanismes physico – chimiques, biologiques ou les deux à la fois [9,10,11,12,13,14]. Pour ce qui est de l'élimination par voie biologique, les capacités d'adaptation et de biodégradation de micro – organismes ont été utilisées. Ainsi des souches bactériennes pures ont été reconnues capables d'éliminer le phénol : *Pseudomonas putida* [15] ; *Nocardia sp.* [16] ; *Bacillus stearothermophilus* [17] ; *Candida sp.* [18] ; *Fusarium sp.* [19].

En ce qui concerne les chlorophénols, les travaux de Li et al., [20] ont montré que l'*Azobacter souche GPI* est capable de dégrader après un temps d'adaptation, le 2,4,5 trichlorophénol à une vitesse de 100 mg.H⁻¹. La plupart des travaux en vue d'éliminer les chlorophénols et phénols ont été effectués en culture discontinue en flacons. Dans cette étude le principe de filtration biologique lente sur sable et sur polystyrène a été préféré car c'est une technique simple, et peu coûteuse qui peut être une alternative intéressante pour les pays en voie de développement.

II. MATERIEL ET METHODES

Les composés choisis dans cette étude sont : le phénol, l'orthochlorophénol et le 2,4,5 trichlorophénol. Tous ces composés sont des produits « MERK », et ont une pureté de 99%. Chacun de ces trois composés a d'abord servi de substrat primaire pour l'établissement de biofilms dans les filtres. Des expériences de cométabolisme ont été également effectuées à l'aide de ces produits. Pour cela les composés bioéliminés ont été choisis comme

principale source de carbone à une concentration de 3 mg.L⁻¹ et l'on ajoute progressivement (à partir de 10 µg.L⁻¹) le substrat qui n'a pas été bioéliminé lorsqu'il est utilisé seul dans les filtres. Ces expériences ont pour objectif d'évaluer les capacités de biodégradation et éventuellement la préférence de bioélimination des micro – organismes lorsque se trouvent plusieurs composés phénol dans un même effluent.

Le dispositif de filtration utilisé est représenté à la figure 1.

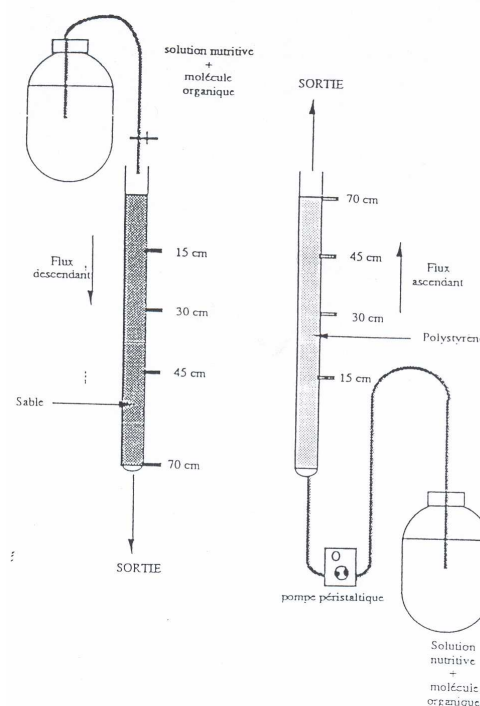


Figure 1 : Dispositif de filtration

Deux colonnes de filtration de 120 cm de hauteur et de 5 cm de diamètre intérieur ont été utilisées. L'une contient comme matériau filtrant du sable provenant d'une carrière à la sortie ouest de Limoges (France) et le mode de filtration utilisé est descendant ("down flow") ; l'autre colonne contient du polystyrène provenant de la société le Grand de Limoges, qui fabrique des polystyrènes et le mode de filtration est ascendant ("up flow").

La hauteur des lits filtrants est de 70 cm ; les colonnes sontensemencées à partir de l'eau de sortie de station d'épuration de la ville de Limoges (France).

Le débit est de 230 ml.H⁻¹ ; il est assuré par une pompe péristaltique de type MC – MS3 (Isamec AS – Réglo).

Les caractéristiques des réacteurs sont données au tableau I.

Les colonnes sont alimentées par une solution nutritive et par la molécule à éliminer. La composition de cette solution est donnée au Tableau II.

Tous les composés de cette solution nutritive sont des produits « MERCK » avec une pureté de 99%. Des prélèvements sont effectués toutes les 24 heures à l'entrée et à la sortie des filtres pour être analysés.

- Teneur en composés "phénol".

Lorsque les polluants sont utilisés seuls, leur teneur est déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre à détection UV : *Shimadzu* UV-160A. Les longueurs d'onde sont les suivants : 270 nm pour le phénol, 273,6 nm pour l'orthochlorophénol, 204 nm pour le 2,4,5 trichlorophénol. Ces longueurs d'onde sont sélectionnées après établissement des spectres d'absorption entre 200 et 800 nm pour tous les composés sur *Shimadzu*.

Tableau I : Caractéristiques des filtres

Paramètres	Sable	Polystyrène
Volume du réacteur	1113 cm ³	1113 cm ³
Porosité ε	0.25	0.4
Volume de vide (cm ³)	278	445
Diamètre du matériau dp (cm)	0.04	0.25
Débit de filtration Q (cm ³ .H ⁻¹)	230	230
Temps de rétention dans les pores Vv/Q (min)	72.5	116
Vitesse du fluide dans les pores v (cm.Jour ⁻¹)	1390	869
Densité du matériau	2.5	0.8
Surface spécifique du matériau (m ² .m ³)	15000	2400
Coefficient d'uniformité du matériau	2.3	-
Température (°C)	25 ± 2	25 ± 2

Tableau II : Composition de la solution complément nutritive de percolation

Nutriments	Concentration g.L ⁻¹
Na ₂ HPO ₄ , 12 H ₂ O	17
KH ₂ PO ₄	2,8
MgSO ₄ , 7 H ₂ O	2
CaCl ₂ , 6 H ₂ O	2,5
NH ₄ Cl	0,2
FeCl ₃	1,5
Na ₂ CO ₃	1

Pendant les expériences de cométabolisme les polluants sont dosés en chromatographie liquide haute performance (HPLC) « MERCK » à détection UV à 204 nm, munie d'une colonne RP 18 de 25 cm de longueur « MERCK » protégée par un préfiltre. Le débit est de $0,5 \text{ ml.min}^{-1}$ et le volume d'échantillon injecté est de $20 \mu\text{l}$. La phase mobile est composée d'un mélange méthanol-eau dans un rapport de 80/20.

- Identification bactérienne

Compte tenu du nombre important d'espèces bactériennes dans les filtres, l'identification est orientée vers la recherche des *Pseudomonas*, bactéries fréquemment impliquées dans le phénomène de biodégradation. Pour cela on fait une sélection de bacilles gram négatif non entérobactéries aérobies stricts et oxydase positive. La sélection est faite après diagnostic sur galérie API (BIOMERIEUX, France) 20 NE.

III - RESULTATS

Lorsque les polluants sont utilisés seuls on constate que le phénol et l'ortho-chlorophénol sont biodégradés ; ce qui n'est pas le cas du 2,4,5 trichlorophénol.

Le pH des solutions est de $7 \pm 0,2$ en entrée ; et $6,5 \pm 0,2$ en sortie. L'oxygène dissous est de $9,8 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ en entrée, et $8,5 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ en sortie.

Phénol

Pour le filtre à sable l'expérience réalisée comprend 2 cycles de biodégradabilité séparés par un lavage (figure 2-a). Dans un premier temps les concentrations choisies varient de $0,8$ à $12 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ ($0,008$ à $0,13 \text{ mmole.L}^{-1}$). De $0,8$ à 11 mg.L^{-1} , l'abattement en phénol est en moyenne de $96\% \pm 4\%$, au delà il y a une baisse de rendement. On pourrait penser qu'on a atteint la concentration limite de phénol que les bactéries ne peuvent éliminer de manière efficace. Le lavage est

réalisé par de l'eau de ville à contre courant pendant au moins deux heures puis on recommence l'expérience. Les résultats sont semblables à ceux du premier cycle de bioélimination. Il est important de constater que le lavage n'affecte pas les performances du filtre car il ne détruit pas la biomasse mais il l'élue.

En ce qui concerne le filtre à polystyrène les concentrations varient de $0,5$ à 5 mg.L^{-1} ($0,005$ à $0,05 \text{ mmole.L}^{-1}$ de phénol). Jusqu'à 4 mg.L^{-1} le rendement d'élimination est de l'ordre de 95% ; au delà et jusqu'à 5 mg.L^{-1} il diminue considérablement pour retomber à 38% . Les lavages n'affectent ici aussi les performances des filtres (figure 2 - b).

Ortho-chlorophénol (OCP)

Pour le filtre à sable les concentrations utilisées varient de $0,7$ à 18 mg.L^{-1} soit 10^{-3} à $0,14 \text{ mmole.L}^{-1}$ pour un abattement de $94\% \pm 6\%$. Après lavage du filtre, les concentrations en OCP ont varié de $0,5$ à 18 mg.L^{-1} ; le rendement d'élimination approche 100% (figure 3-a).

Pour le filtre à polystyrène les concentrations en OCP utilisées varient de $0,1$ à 11 mg.L^{-1} soit 8.10^{-4} à $0,08 \text{ mmole.L}^{-1}$ pour un abattement de l'ordre de $91\% \pm 3\%$ (figure 3-b).

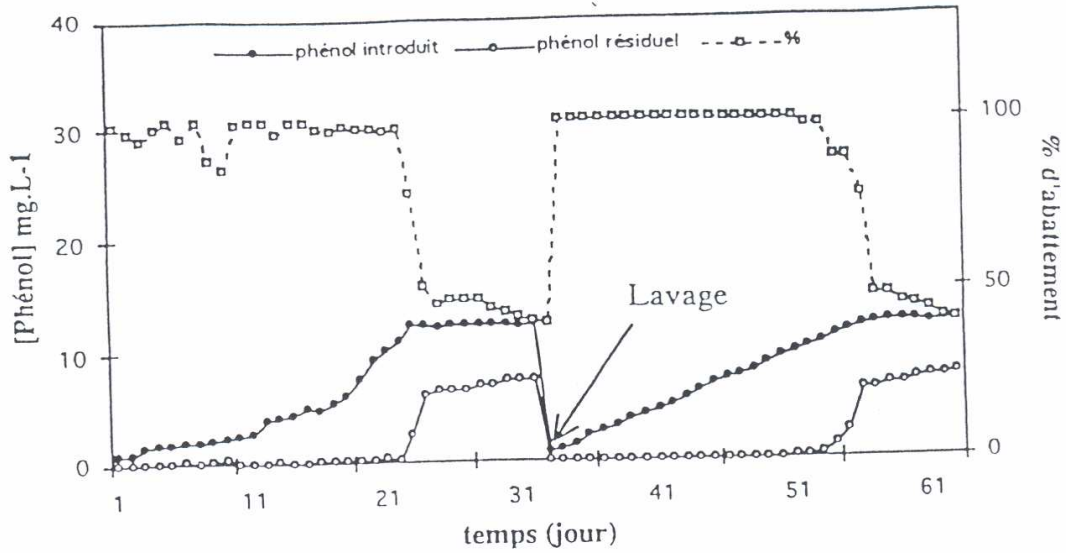


Figure 2-a: Elimination du phénol sur sable (dosage UV)

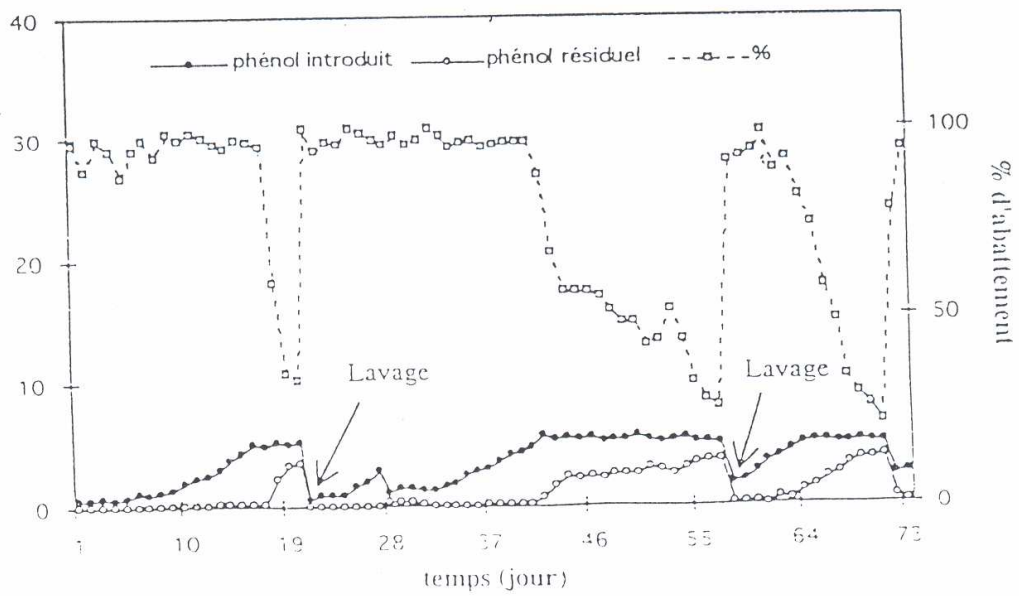


Figure 2-b : Filtration du phénol sur polystyrène (dosage UV)

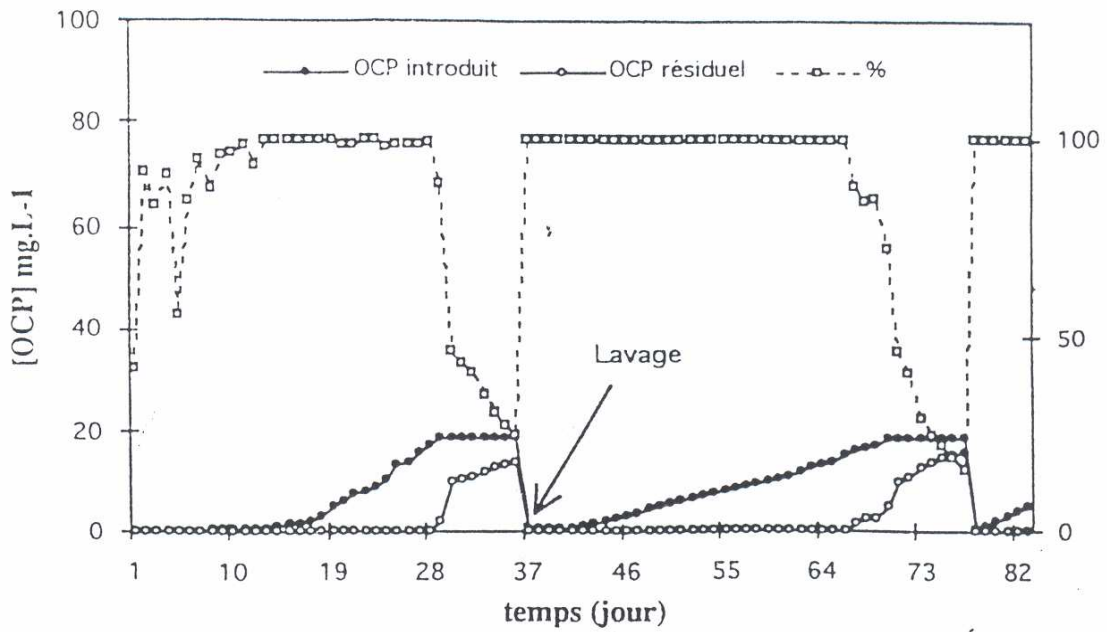


Figure 3-a : Elimination de l'orthochlorophénol sur sable (dosage UV)

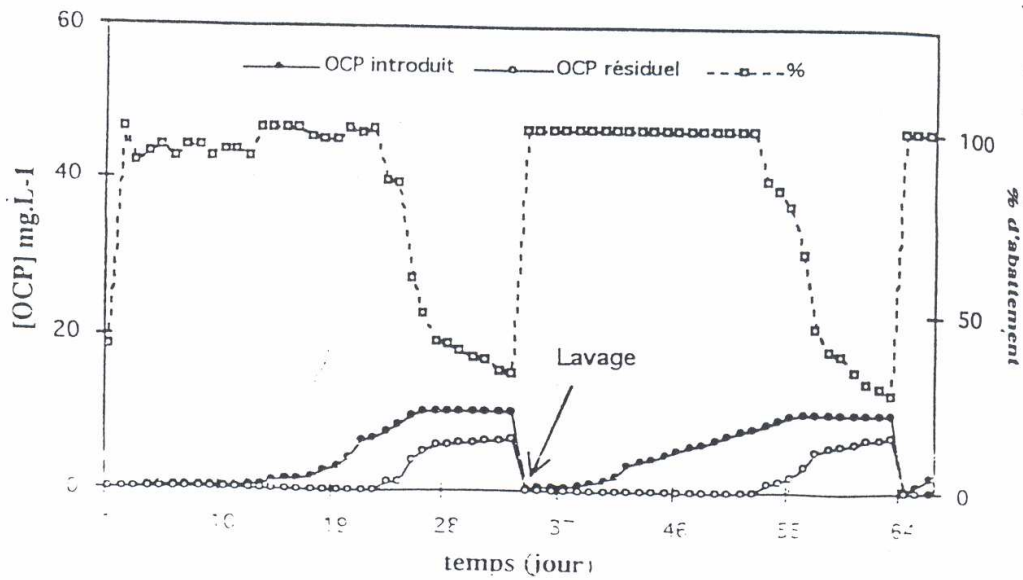


Figure 3b : Elimination de l'orthochlorophénol sur polystyrène (dosage UV)

Après lavage du filtre le rendement d'élimination avoisine 100%, pour des concentrations variant de 0,5 à 10 mg.L⁻¹.

2,4,5 trichlorophénol (TCP)

Son élimination n'a été obtenue qu'après mélange avec le phénol ou l'orthochlorophénol qui ont servi de principales sources de carbone pour les bactéries.

La concentration du phénol ou de l'OCP est maintenue constante à 3 mg.L⁻¹, et l'on ajoute d'une manière croissante le 2,4,5 trichlorophénol à partir de 10 µg.L⁻¹.

Dans le cas où le phénol sert de source principale de carbone, 3 mg.L⁻¹ de trichlorophénol ont été éliminés aussi bien sur sable que sur polystyrène (figures 4-a et 4-b) et dans le cas où c'est l'OCP qui sert de principale source de carbone, 0,4 mg.L⁻¹ de TCP sur sable et 0,3 mg.L⁻¹ de TCP sur polystyrène ont été éliminés (figures 5-a et 5-b). Le TCP devient inhibiteur de biodégradation de phénol et de l'OCP : à partir de 1mg.L⁻¹ pour la biodégradation du mélange TCP + OCP sur polystyrène et 4 mg.L⁻¹ pour les autres cas.

A la fin de l'expérience de bioélimination du mélange phénol + TCP et OCP + TCP, la dégradation du TCP seul a été testée en filtration biologique sur sable et sur polystyrène.

L'élimination du TCP seul a été possible en filtration lente sur sable et sur polystyrène après l'expérience de bioélimination du mélange du phénol et du TCP sur les 2 filtres.

En filtration sur sable les concentrations utilisées ont varié de 0,1 à 2 mg.L⁻¹ (figure 6-a). Jusqu'à 1,5 mg.L⁻¹ le rendement d'élimination du TCP seul approche 100% ; à partir de 1,6 mg.L⁻¹ le pourcentage d'abattement commence à baisser et devient nul à 2 mg.L⁻¹.

En filtration sur polystyrène (figure 6-b), le pourcentage d'élimination du TCP seul avoisine 100% jusqu'à une concentration de 1,3 mg.L⁻¹. A partir de 1,4 mg.L⁻¹ le

rendement baisse et devient nul à 1,6 mg.L⁻¹.

De même à la fin des expériences de bioélimination du mélange OCP + TCP sur sable et sur polystyrène, l'élimination du TCP seul a été obtenue.

En filtration sur sable (figure 7-a) le pourcentage d'abattement avoisine 100% pour des concentrations en TCP variant de 0,1 à 0,8 mg.L⁻¹ ; à partir de 0,9 mg.L⁻¹ le rendement d'élimination baisse et devient nul à 1,2 mg.L⁻¹ de TCP.

En filtration sur polystyrène (figure 7-b), les concentrations du TCP utilisées ont varié de 0,1 à 1 mg.L⁻¹ ; le rendement d'élimination approche 100% jusqu'à la concentration de 0,6 mg.L⁻¹ de TCP à partir de laquelle le pourcentage d'abattement commence à baisser et il devient nul à 1 mg.L⁻¹.

Identification bactérienne

La recherche des *Pseudomonas* à la fin des cycles d'élimination du phénol et de l'OCP sur les filtres à sable et à polystyrène a révélé la présence de *Pseudomonas putida* et *Pseudomonas fluorescens*. D'autres espèces bactériennes sont présentes mais n'ont pas été identifiées.

IV - DISCUSSION GENERALE

Les résultats obtenus conduisent à un certain nombre de constatations.

* Quel que soit le polluant considéré, le pourcentage de biodégradation sur filtre à sable est toujours supérieure à celui sur filtre à polystyrène (50% de plus dans le cas du phénol et 39% dans celui de l'OCP). L'explication pourrait venir du fait que la granulométrie du sable et le mode de filtration utilisé (filtration descendante) permettraient d'avoir un matériau suffisamment "tassé" conduisant ainsi à l'établissement d'une couche de biofilm homogène alors que le polystyrène compte tenu du volume de vide et du fait que la filtration est ascendante se présenterait

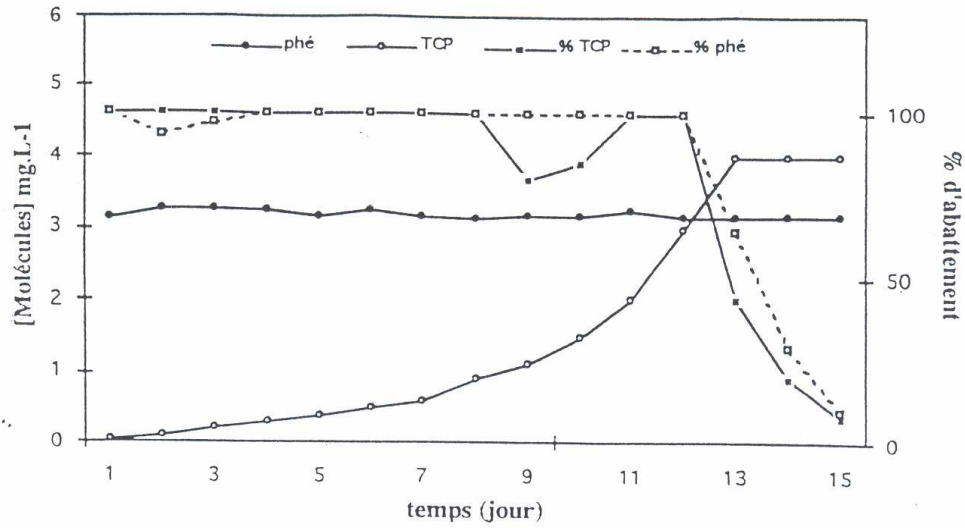


Figure 4-a : Bioélimination du mélange, phénol + TCP, en filtration sur sable

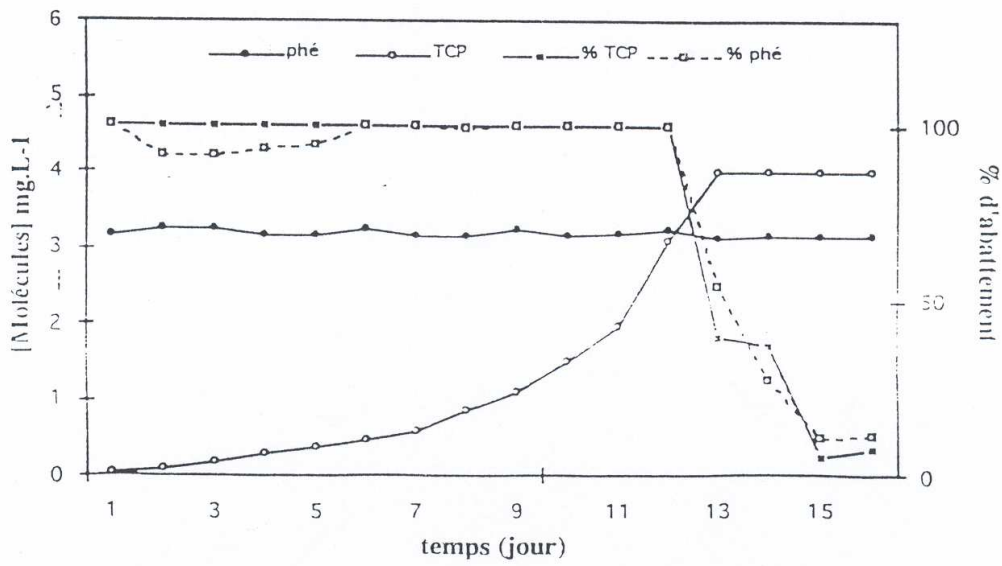


Figure 4-b : Bioélimination du mélange, phénol + TCP, en filtration sur polystyrène

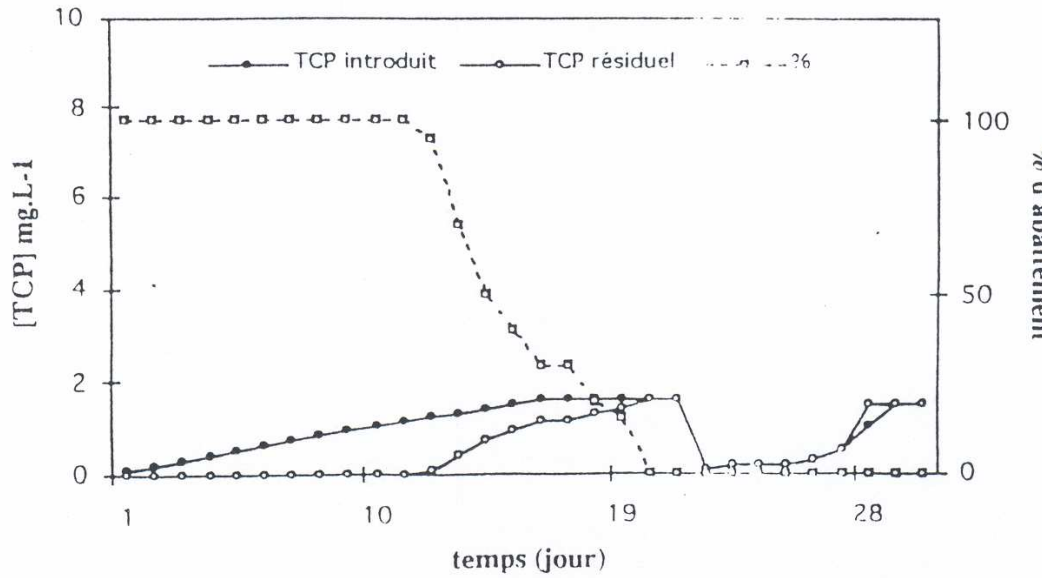


Figure 5-b : Elimination du TCP seul en filtration sur polystyrène après bioélimination d'un mélange phénol + TCP sur ce même filtre.

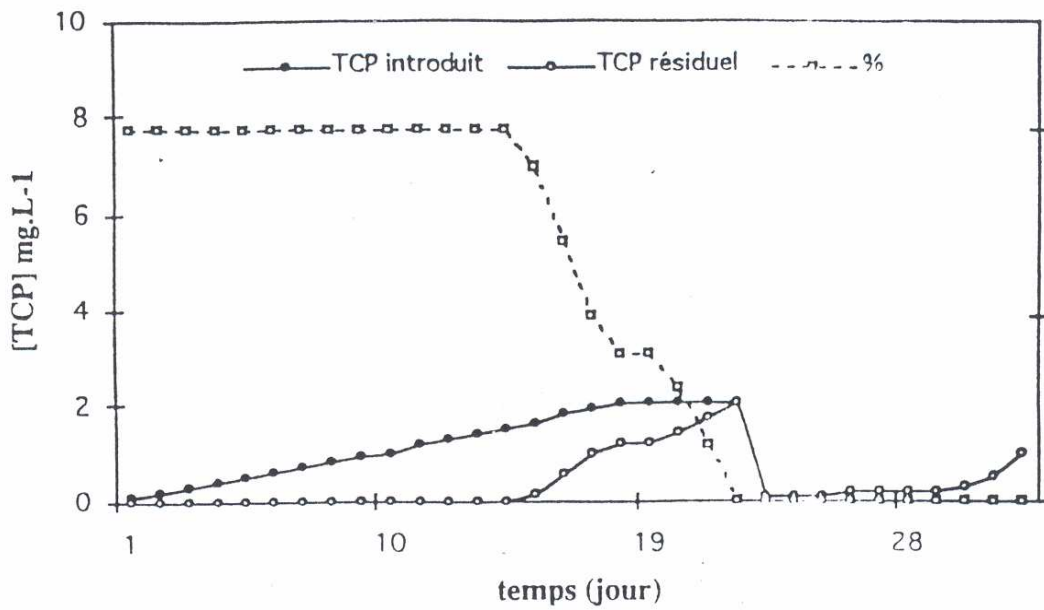


Figure 5-a : Elimination du TCP seul en filtration sur sable après bioélimination du mélange phénol + TCP sur ce même filtre.

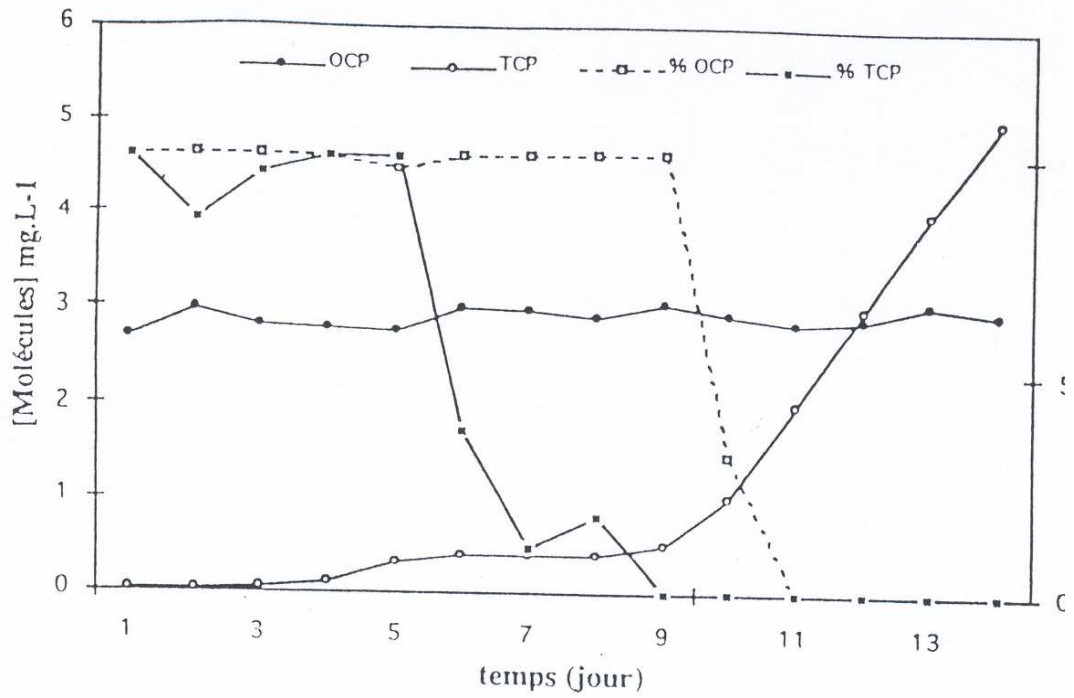


Figure 6-a : Bioélimination du mélange OCP + TCP en filtration sur sable

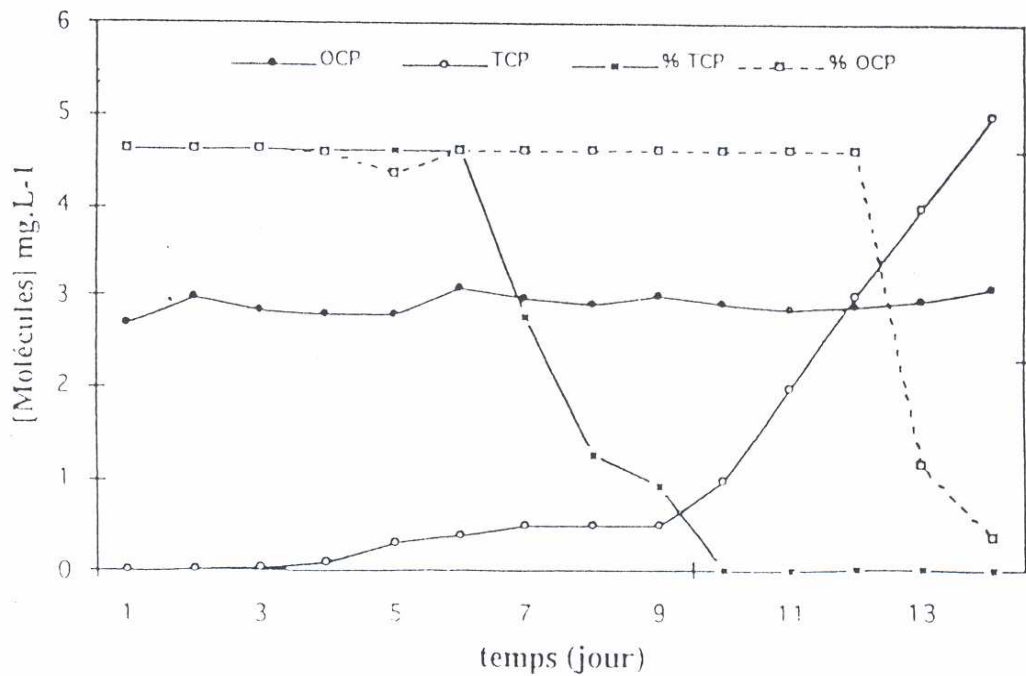


Figure 6-b : Bioélimination du mélange OCP + TCP en filtration polystyrène

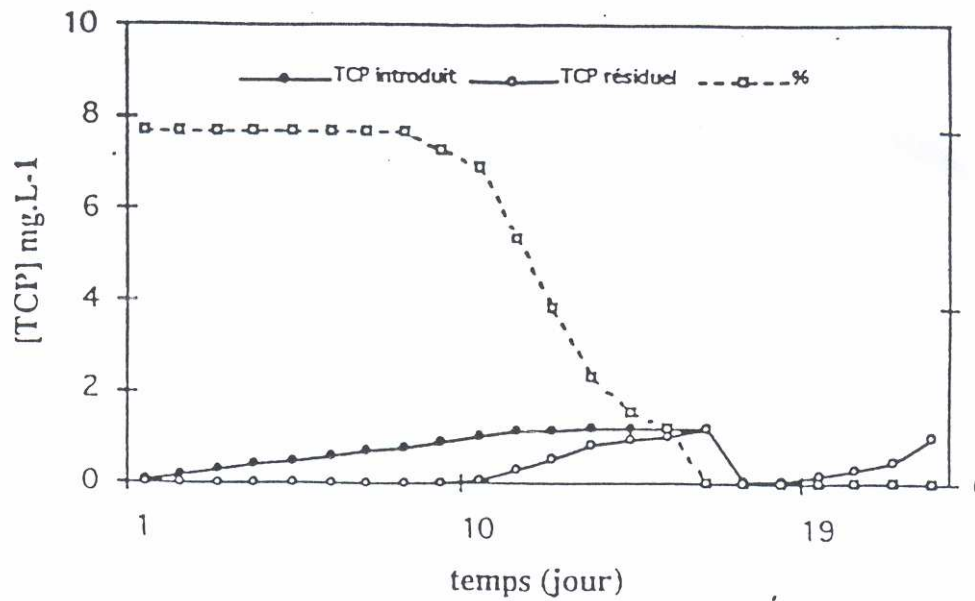


Figure 7-a : Elimination du TCP seul en filtration sur sable après bioélin mélange OCP+TCP sur ce même filtre.

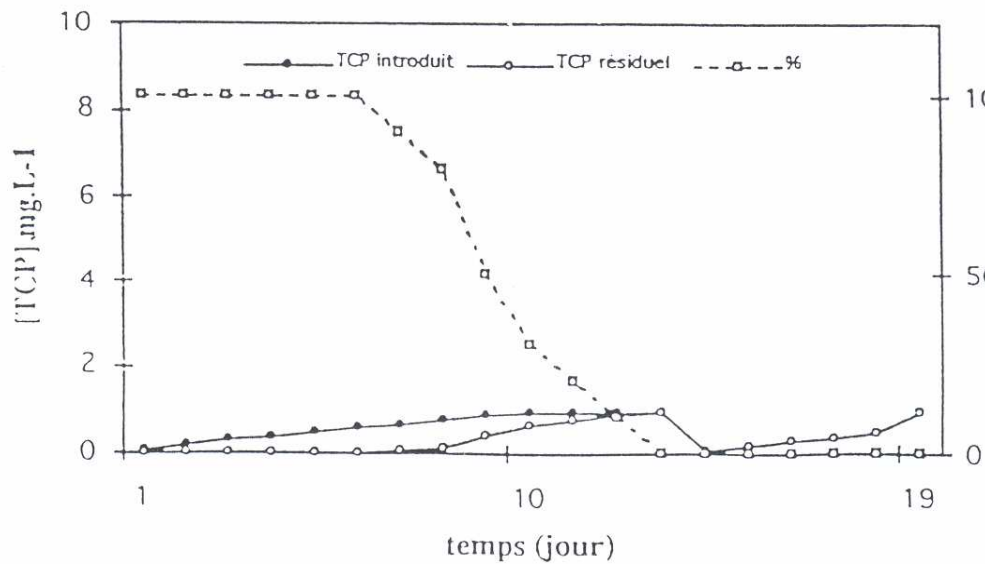


Figure 7-b : Elimination du TCP seul en filtration sur polystyrène après bioélin mélange OCP+TCP sur ce même filtre.

comme un matériau "aéré" sur lequel le biofilm ne serait pas aussi uniforme que dans le cas du sable.

* En comparaison avec les expériences d'élimination du phénol sur sable et sur polystyrène, on remarque que les concentrations en phénol utilisées sur sable varient de 8.10^{-3} à $0,13 \text{ mmole.L}^{-1}$ (soit de $0,8$ à 12 mg.L^{-1}) pour un rendement d'élimination moyen de $96\% \pm 4\%$, celles de l'OCP ont varié de 10^{-3} à $0,14 \text{ mmole.L}^{-1}$ (soit $0,17$ à 18 mg.L^{-1}) pour un rendement qui avoisine 100% .

Ceci semble indiqué que les bactéries auraient plus de facilité à éliminer l'OCP que le phénol, ou tout au moins dégradent l'OCP avec autant de facilité que le phénol ; ce qui semble paradoxal puisque l'OCP à cause de la présence d'atome de chlore est plus toxique que le phénol. Mais les travaux de Dolfing et Tiedje, ^[21] sur la biodégradation des composés chlorés comme le 3 - chlorobenzoate ont montré sur la base des calculs thermodynamiques que la déchloration est un processus qui permet aux bactéries de se procurer de l'énergie. Ceci pourrait expliquer le fait que les concentrations de l'OCP éliminé sur sable et sur polystyrène soient équivalentes à celles de phénol sur ces mêmes matériaux.

*L'élimination du trichlorophénol sur sable et sur polystyrène n'a été obtenue qu'après mélange avec le phénol ou l'orthochlorophénol alors qu'il n'est pas biodégradé lorsqu'il est utilisé seul.

L'explication pourrait être en relation avec le phénomène du cométabolisme. D'après Stirling et Dalton, ^[21], le cométabolisme concerne la transformation d'un substrat incapable à lui seul d'assurer la croissance cellulaire ; cette transformation ne peut s'accomplir qu'en présence d'un substrat facilement assimilable qui fournit à la cellule du carbone nécessaire à la croissance.

Le fait que le TCP n'ait pu être éliminé que par cométabolisme peut provenir :

- d'un défaut d'induction : les concentrations du TCP lorsqu'il est utilisé seul sont très faibles pour permettre l'induction, donc la synthèse des enzymes capables de le dégrader. En d'autres termes le TCP ne fournit pas aux cellules l'énergie dont elles ont besoin pour leur croissance.

- du fait que l'élimination du TCP conduirait à des composés qui ne peuvent être utilisés dans le métabolisme de synthèse. Donc la présence d'un deuxième substrat est indispensable pour fournir à la cellule l'énergie dont elle a besoin ^[22].

- un petit nombre d'espèces bactériennes dans le biofilm serait capable d'éliminer le TCP ; d'où la nécessité d'une source de carbone plus facilement assimilable qui permettrait le développement de ces bactéries.

Lorsque sa concentration devient élevée le TCP inhibe l'élimination du phénol ou de l'OCP aussi bien sur sable que sur polystyrène.

On remarquera que la quantité de TCP éliminé dans le cas du mélange phénol + TCP en filtration sur sable et sur polystyrène est plus grande que celle du TCP éliminé dans le cas du mélange OCP + TCP respectivement en filtration sur sable et sur polystyrène. On pourrait attribuer cela au fait le phénol à la même concentration que l'OCP fournirait aux cellules plus de carbone pour leur énergie et leur croissance parce qu'il diffuserait plus facilement que l'OCP dans le biofilm.

* Comment le TCP inhibe-t-il l'utilisation par les bactéries du phénol ou de l'OCP?

Quel que soit le mode envisagé (cométabolisme ou tout autre voie), l'élimination du mélange phénol + TCP ou OCP + TCP demande à la cellule une certaine dépense d'énergie qui est compensée par l'apport énergétique par une autre source de carbone. Lorsque la concentration en TCP devient grande, l'énergie de dépense deviendrait supérieure à l'énergie de maintenance. Les bactéries ne peuvent plus effectuer les réactions d'oxydations et de synthèse indispensables

au bon maintien de leur état physiologique, d'où l'arrêt de certaines voies métaboliques notamment celles qui conduisent à production des enzymes, le résultat est la non élimination des composés.

L'autre hypothèse serait que les sous produits du métabolisme du TCP à partir d'une certaine concentration deviendraient rapidement toxiques pour les cellules.

* L'élimination du trichlorophénol seul a été possible en filtration lente sur sable et sur polystyrène après l'expérience de bioélimination du mélange phénol + TCP et du mélange OCP + TCP sur les 2 filtres. Cette élimination conforte l'hypothèse selon laquelle il existe dans les filtres des espèces bactériennes en petit nombre capable d'éliminer le TCP et qui se seraient multipliées en utilisant le carbone organique du phénol ou de l'OCP en fonction du mélange. Lorsque le pourcentage d'abattement du TCP devient nul toute élimination de ce composé est impossible même si on utilise des faibles concentrations en TCP. Ceci serait dû soit au fait que les sous-produits du métabolisme du TCP seraient très toxiques et altèreraient l'activité des enzymes spécifiques, soit les espèces bactériennes utilisant le TCP seraient éliminées des filtres par un phénomène de concurrence avec les autres souches bactériennes présentes. Ce phénomène de concurrence entre les bactéries présentes dans un biofilm a été mis en évidence par Manem^[22], qui a montré que les bactéries hétérotrophes en présence d'autres sources de carbone organique concurrencent les bactéries autotrophes rendant ainsi la nitrification incomplète.

V - CONCLUSION

La filtration biologique peut être une solution dans la lutte contre la pollution industrielle par les phénols et leurs dérivés chlorés.

Les rendements d'élimination sur sable et sur polystyrène du phénol et de l'OCP dans

les 2 cas sont supérieurs à $95\% \pm 5\%$. Les performances du filtre à polystyrène (sur lequel le mode de filtration utilisé est ascendant) dans l'efficacité de bioélimination sont légèrement inférieures à celles du filtre à sable (le mode de filtration utilisé est descendant).

Le lavage des filtres n'influent pas sur les performances des filtres. D'où l'intérêt de la filtration biologique déjà démontré par plusieurs auteurs notamment par Van Agteren et al.^[23] et J. Paquin^[24].

Le rôle du cométabolisme est de permettre l'élimination des composés difficilement biodégradables comme le TCP. Cette propriété sera d'une grande importance dans le processus de dépollution au milieu naturel.

Cependant l'élimination des polluants organiques ne signifie pas obligatoirement détoxication, car les sous-produits du métabolisme bactérien peuvent générer des substances nocives. Ceci peut constituer une limite de la filtration biologique si ce système est utilisé comme seul moyen de traitement d'eau, car les bactéries peuvent se révéler incapables d'éliminer toutes les molécules présentes dans un effluent, ou encore elles peuvent transformer des composés toxiques en d'autres beaucoup plus toxiques que ceux de départ. Dans tous les cas il y a risque de contamination du milieu environnant. Il est donc judicieux d'accompagner la filtration biologique avec des traitements physico-chimiques d'oxydation et de désinfection.

BIBLIOGRAPHIE

- [1]. Grignard V.,. Précis de chimie organique, 365 - 380. *Ed Masson et CIE*, 1958, (Paris).
- [2]. Smith J.G., Lee S.F. and Netzer A., Model studies in aqueous chlorination - the chlorination of phenol in dilute aqueous solutions, *Wat. Res.*, (1976) 10, 985 - 990;
- [3]. Smith J.A., Bull A.T., Biodegradation of chlorinated phenol in subsurface soils, *Water Air Soil Pollut.*, (1987) 33, 29 - 42;
- [4]. Yang and Humphrey A.E., Dynamic and steady state of phenol biodegradation in pure

- and mixed cultures, *Biotechnol. And Bioeng.*, (1975) 17, 1211 – 1235;
- [5]. Bettman H., and Rehm H.J.,. Continous degradation of phenol(s) by pseudomonas Putida SP entrapped in polyacrylamide – hydrazine, *Appl. Microbiol. Biot.*, (1985) 22, 6, 389 – 393;
- [6]. Bettman H., and Rehm H.J.,. Degradation of phenol by polymer entrapped micro - organismes, *Appl. Microbiol. Biot.*, (1984) 20, 3, 285 – 290;
- [7]. Rizzuti L., Angugliaro V., Torregrossa V. and Savarino A.,. Kinetics of phenol removal by Nocardia species, *Eur. J. App. Microbiol., Biotechnol.*, (1979) 8, 113 – 118;
- [8]. Buswell J.A., and Twomey D. G., Utilization of phenol and cresols by Bacillus stearothermophilus strain PH24, *J. Bacteriol.*, (1975)124, 1077 –1083;
- [9]. Krug M., Ziegler H. and Straube G., Degradation of phenolic compunds by yeast candida tropicalis HP15.II. Some propeties of first two enzymes of degradation pathway, *J. Basic. Microbiol.*, (1985) 25, 103 – 110;
- [10]. Anselmo A.M., Maters M., Cabral J.M.S. and Vovais J.M.,. Isolation and selection of phenol degrading micro - organismes from industrial effluent, *Biotchnol. Lett.*, (1985) 7, 889 – 894;
- [11]. Sofer S.S.,Lewandowski G.A., Lodaya M.P., LAKHAWALA F.S., Yang K.C., Singh M., Biodegradation of 2 - chlorophenol using immobilized actived slude, *Res. J. Water. Pollut. Control. Fed.*, (1990) 2, 73 – 79;
- [12]. Tabak H.H., Biodegradability studies with organic priority pollutant compound, *Res. J. Water. Pollut. Control. Fed.*, (1981) 53, 1503 – 1518;
- [13]. Shamat N. A. and Maier W.J., Kinetics of biodegradation of chlorinated organics, *Res. J. Water. Pollut. Control. Fed.*, (1980)52, 2158 – 2166;
- [14]. Li Deng - Yu, Degradation of 2,4,6 trichlorophenol by Azotobacter sp strain GP, *Appl. Environ. Microb.*, (1991); 1920 – 1928;
- [15]. Puhhaka J.A., Chlorophenol degradation under oxic and anoxic conditions, *Water Sci. Technol.*, (1992) 25, 1, 147 – 152;
- [16]. Rittmann B.E., and Mc Carty P.L., Substrate into biofilm of any thickness, *J. Environ. Eng. ASCE*, (198) 104, 889;
- [17]. Pelmont J., Bactéries et environnement, adaptations physiologiques, 719 - 722. *Edit. Presses Universitaires de Grenoble*, 1993 ;
- [18]. Dolfing J. and Tiedje J.M.,. Hydrogen cycling in a three food web growing on methanogenic conversion of 3-chlorobenzoate, *F.E.M.S. Microbiol.Ecol.*, (1986) 38, 293 – 298;
- [19]. Manem J.A. and Rittmann B.E., The effects of fluctuations of biodegradable organic matter on nitrification filters. *Journal AWWA*, (1992); 147 – 151;
- [20]. Montiel A. et Welte B., Le manganèse dans l'eau: élimination du manganèse dans l'eau par traitement biologique. *Sciences de l'eau*, (1990) 4, 469 – 481;
- [21]. Montiel A., Welte B., Barbier J.M., Amélioration de la filtration biologique à faible vitesse « filtration lente », application au projet de rénovation de l'usine d'Ivry. *Tribune de l'eau*, (1989) 42 ; 537, 16 – 20 ;