

CINETIQUE D'ELIMINATION DU PHENOL ET DE L'ORTHOCHLOROPHENOL EN FILTRATION BIOLOGIQUE LENTE SUR SABLE ET SUR POLYSTYRENE

Malam Alma Maman.Mousbahou; Sadou Hassimi^{*}; Matejka Guy²; Chazal Philippe²

¹Université de Niamey, Faculté des Sciences, Département de Chimie, BP 10662 Niamey/NIGER

²Laboratoire de génie chimique – traitement des eaux et des déchets, 123, avenue Albert Thomas, 87000 Limoges/FRANCE

(Reçu le 15/01/2006 – Accepté après corrections le 14/11/2007)

Summary: The aim of this study is to determine the kinetic of elimination of phenol and orthochlorophenol (OCP) on biological filters after confirmation of the capacity of bacteria to remove these compounds when they were used as single carbon source on the filters.

Two columns of filtration having 120 cm height were used. One was filled with sand (down flow filtration) and the other contained polystyren beads (up flow filtration). The choice of this filtration model is according to the density of sand and polystyren. The height of these filters was 70 cm. The filtration velocity was 230 ml.H⁻¹. The seeding was done with a wastewater from the treatment plant of Limoges city. The bacterial growth and maintenance on the support (sand, polystyren) were performed using a glucose - ammonium - salts medium (CaCl₂, MgSO₄, NH₄Cl, KH₂PO₄, FeCl₃, CaCO₃). Samples were taken from the top and exit of filters and were analysed using spectrophotometer at 270 nm.

From this study, it can be established that phenol was be eliminated with kinetic of order 0 and OCP was be eliminated with kinetic of order 1 or 2 according the concentration of this compound.

Key – words: phenol, orthochlorophenol, bioelimination, kinetic.

Résumé : L'objectif de ce travail est d'étudier les modes d'utilisation du phénol et de l'orthochlorophénol (OCP) sur des filtres biologiques après que la biodégradabilité de ces composés eut été déjà avérée sur ces filtres lorsqu'ils sont utilisés comme seule source de carbone par les bactéries. Ainsi 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 prélèvements sont effectués en entrée et sortie des filtres et analysés au spectrophotomètre à 270 nm. Il ressort de cette étude que la cinétique d'élimination du phénol est d'ordre 0 alors que la cinétique d'élimination de l'OCP est d'ordre 1 ou 2 en fonction de la concentration du composé.

Mots –clés : phénol, orthochlorophénol, bioélimination, cinétique.

^{*} Auteur de correspondance ; hassimi@yahoo.com

I. INTRODUCTION

Les composés phénols sont régulièrement utilisés dans l'agriculture comme pesticides ou herbicides. En outre ces composés se retrouvent comme des sous produits dans beaucoup d'industries ^[1,2, 3]. L'une des conséquences directes de la pollution industrielle est donc la présence dans l'environnement de produits toxiques pour l'homme et pour toute vie biologique ; certains de ces composés qui ont un degré de toxicité élevé sont très stables. Parmi ces composés, on peut citer le phénol et l'orthochlorophénol (OCP) qui polluent les eaux naturelles alimentant les stations de production d'eaux potables et qu'on retrouve aussi dans les eaux usées ^[4,5]. La plupart des traitements pour les éliminer sont de nature physico – chimique, qui font appel à l'oxydation ou à l'adsorption. Ces méthodes sont très onéreuses et demandent la maîtrise d'une certaine technologie. Beaucoup de travaux ont été entrepris ces dernières années pour trouver d'autres voies de traitement moins coûteuses et aussi performantes. Des expériences d'élimination des composés phénols par voie bactérienne ont été ainsi réalisées ^[6,7,8,9,10]. Aujourd'hui la filtration biologique lente semble offrir une alternative intéressante dans le traitement des eaux polluées par les composés phénols .

L'objectif de ce travail est d'étudier les cinétiques d'élimination du phénol et de l'orthochlorophénol dans des filtres biologiques après que la biodégradabilité de ces composés eut été vérifiée lorsqu'ils sont utilisés comme seule source de carbone dans ces filtres ^[11].

II. MATERIEL ET METHODES

Les composés choisis dans cette étude sont : le phénol, l'orthochlorophénol. Ces composés sont des produits « MERCK », et ont une pureté de 99%. Chacun de ces deux composés a d'abord servi de substrat

primaire pour l'établissement de biofilms dans les filtres.

A la fin de chaque cycle de bioélimination du phénol et de l'orthochlorophénol des cinétiques d'élimination à des temps rapprochés ont été effectuées pour déterminer l'ordre des réactions et pour tirer les paramètres cinétiques qui en résultent. Les expériences ont été réalisées après que la biodégradabilité du phénol et de l'orthochlorophénol seuls eut été vérifiée auparavant sur les filtres. Le principe consiste à prendre des solutions de concentrations variées de composé de type phénol avec lesquelles on remplit les filtres ; l'alimentation continue des colonnes est arrêtée. Des prélèvements en entrée et en sortie des filtres sont effectués à différents temps (de 5 à 30 minutes), et les échantillons bruts sont dosés en spectrophotométrie UV : *Shimadzu* UV-160A à 270 nm pour le phénol et 273,6 nm pour l'OCP. Ces longueurs d'onde sont sélectionnées après établissement des spectres d'absorption entre 200 et 800 nm pour ces composés sur le spectrophotomètre.

Les prélèvements ont été effectués à des temps courts (de 5 à 30 minutes au lieu de 24 heures pendant les expériences de suivi continu) pour vérifier le mode d'utilisation des composés phénolés après la période d'accoutumance des bactéries aux composés phénolés.

Le dispositif utilisé est représenté à la figure 1.

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

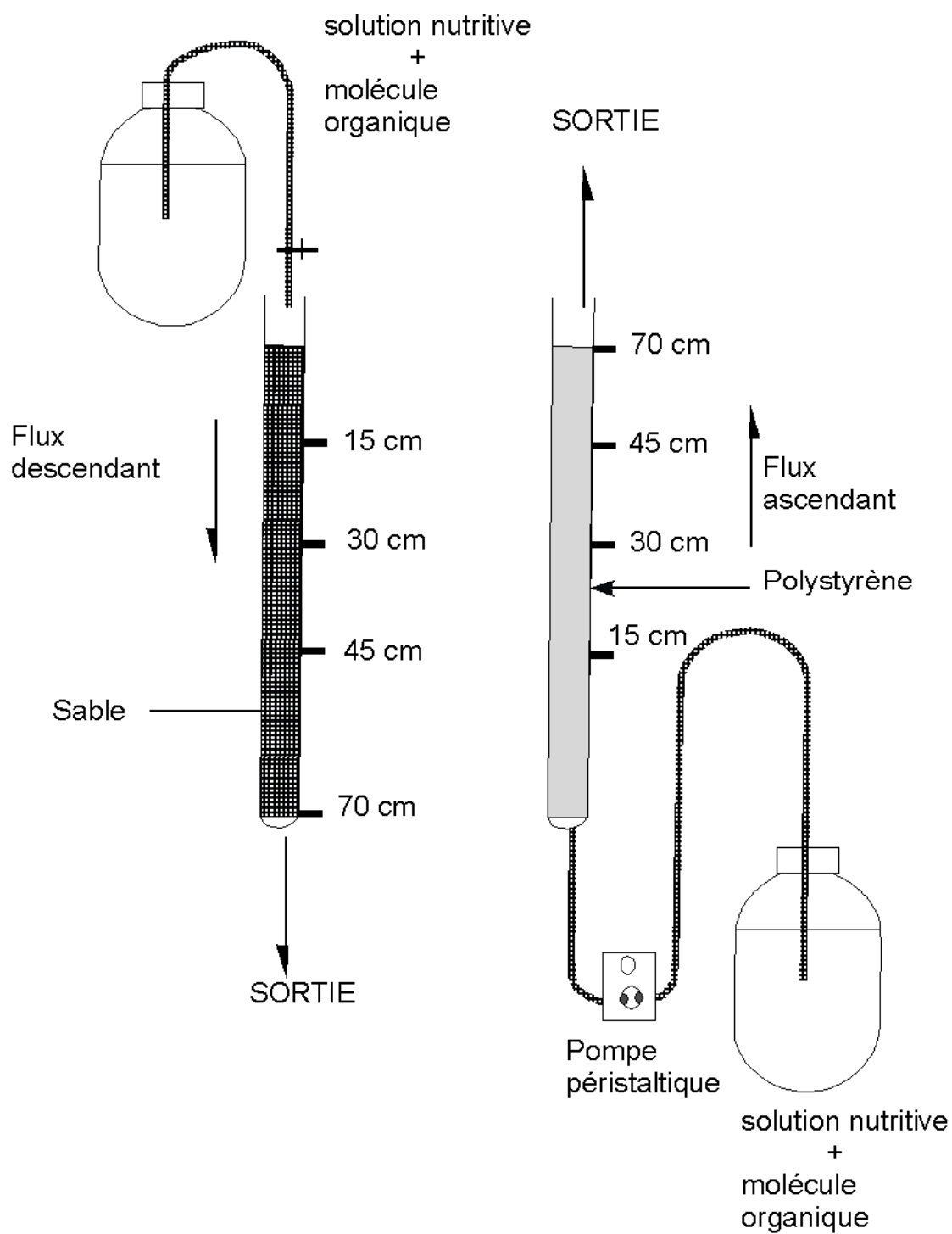


Figure 1 : Dispositif expérimental de filtration

des polystyrènes et le mode de filtration est ascendant ("up flow").

La hauteur des lits filtrants est de 70 cm ; les colonnes sont ensemencées 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 aux Tableaux I et II.

Tableau I : Caractéristiques du filtre à sable

Paramètres	Valeurs
Volume du réacteur v (cm^3)	1113
Porosité ε	0,25
Volume du vide (cm^3)	278
Diamètre du matériau dp (cm)	0,04
Débit de filtration Q (cm^3H^{-1})	230
Temps de rétention dans les pores V_v/Q (min)	72,5
Vitesse du fluide dans les pores v (cm.jour^{-1})	1390
Densité du matériau	2,5
Surface spécifique du matériau (m^2m^{-3})	15000
Coefficient d'uniformité du matériau	2,3
Température (C)	25

Tableau II : Caractéristiques du filtre à polystyrène

Paramètres	Valeurs
Volume du réacteur v (cm^3)	1113
Porosité ε	0,4
Volume du vide (cm^3)	445
Diamètre du matériau dp (cm)	0,25
Débit de filtration Q (cm^3H^{-1})	230
Temps de rétention dans les pores V_v/Q (min)	116
Vitesse du fluide dans les pores v (cm.jour^{-1})	869
Densité du matériau	0,8

Surface spécifique du matériau (m^2m^{-3})	2400
Température (C)	25

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

Tableau III : Composition de la solution complément nutritive de percolation

Nutriments	Concentration g.L^{-1}
$\text{NaHPO}_4, 12 \text{ H}_2\text{O}$	17
KH_2PO_4	2,8
$\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$	2
$\text{CaCl}_2, 6\text{H}_2\text{O}$	2,5
NH_4Cl	0,2
FeCl_3	1,5
Na_2CO_3	

Tous les composés de cette solution nutritive sont des produits « MERCK » avec une pureté de 99%.

III. RESULTATS

3. 1 Cinétique d'élimination du phénol sur sable et sur polystyrène

Les variations de la concentration de phénol en fonction de temps sont illustrées par les figures 2-a et 2-b.

Pour des concentrations de phénol variant de $1,5$ à $7,5 \text{ mg. L}^{-1}$ sur filtre à sable, et de 1 à 4 mg.L^{-1} sur filtre à polystyrène, on constate que la variation de la concentration de ce composé en fonction du temps est linéaire ce qui semble indiquer que la cinétique de bioélimination du phénol est d'ordre 0 pour ces concentrations c'est à dire que les bactéries dégradent le phénol indépendamment de sa concentration. Les constantes cinétiques obtenues à partir des pentes des droites sont données aux tableaux IV-a et IV-b respectivement pour le filtre à sable et à polystyrène.

Lorsque la cinétique de bioélimination du phénol est d'ordre 0 par rapport au phénol

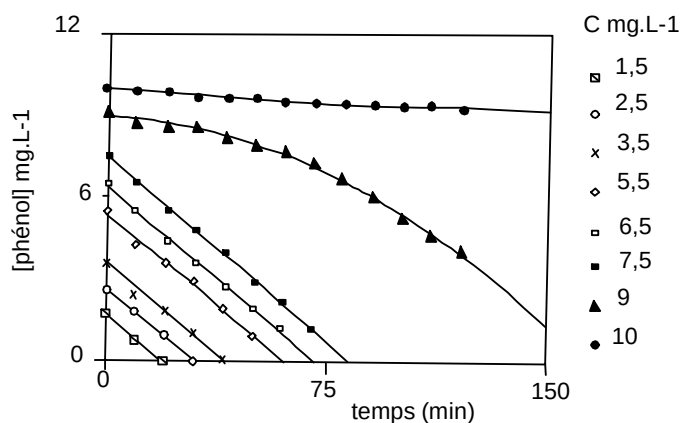


Figure 2a: Cinétique de bioélimination du phénol sur sable en régime non dynamique

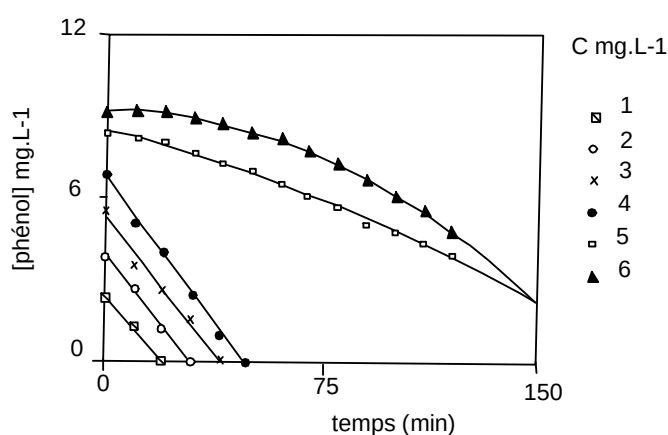


Figure 2b: Cinétique de bioélimination du phénol sur polystyrène en régime non dynamique

Tableau IV-a : Constantes cinétiques de bioélimination du phénol sur sable

Phénol (mg.L ⁻¹)	1,5	2,5	3,5	5,5	6,5	7,5
K	0,082 ±0,006	0,085 ±0,008	0,083 ±0,007	0,087 ±0,006	0,087 ±0,007	0,088 ±0,005
R	0,999	0,998	0,985	0,989	0,990	0,997

Tableau IV-b : Constantes cinétiques de bioélimination du phénol sur polystyrène

Phénol (mg.L ⁻¹)	1	2	3	4
K	0,074 ±0,007	0,083 ±0,003	0,084 ±0,004	0,089 ±0,005
R	0,995	0,999	0,981	0,994

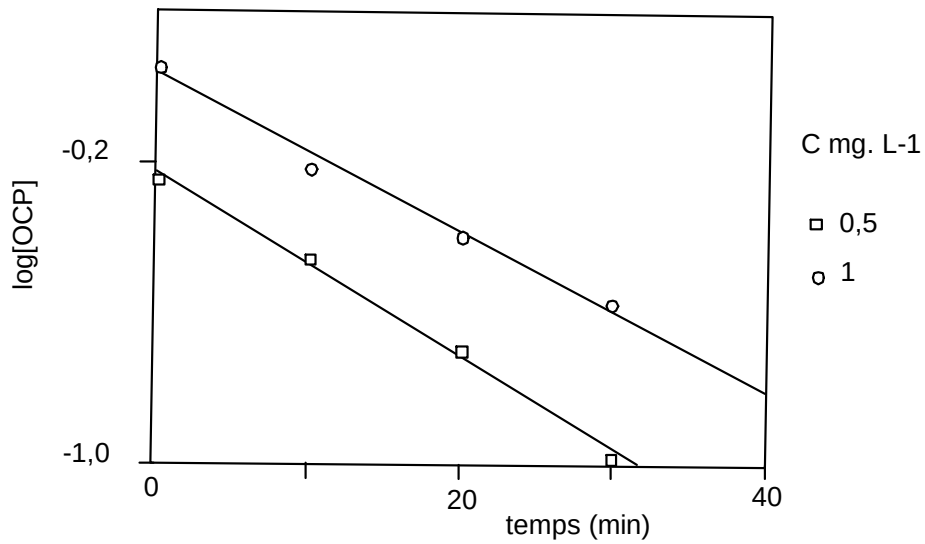


Figure 3a: Cinétique de bioélimination de l'OCP sur sable (0,5 à 1 mg.L⁻¹) en régime non dynamique

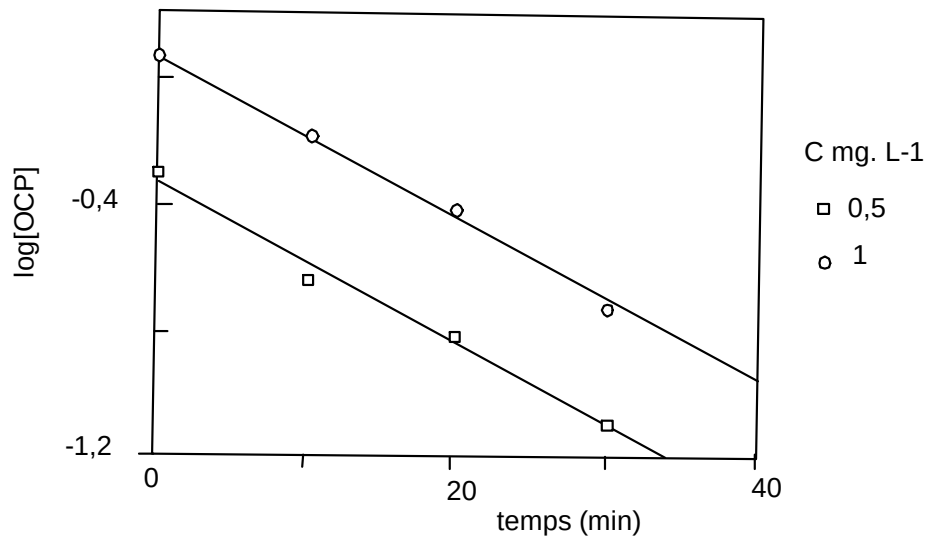


Figure 3b: Cinétique de bioélimination de l'OCP sur polystyrène (0,5 à 1 mg.L⁻¹) en régime non dynamique

Tableau V : Constantes cinétiques de bioélimination de l'OCP sur sable et sur polystyrène de 0,5 à 1 mg.L⁻¹

Filtre à sable			Filtre à polystyrène		
(OCP (mgL ⁻¹))	0,5	1	(OCP (mgL ⁻¹))	0,5	1
K1 (min ⁻¹)	0,023 +0,002	0,021 +0,002	K1 (min ⁻¹)	0,025 +0,002	0,026 +0,002
R	0,986	0,983	R	0,983	0,992

la constante de vitesse est en moyenne de 0,08.

A partir de 9 mg.L⁻¹ de phénol pour le filtre à sable et 5mg.L⁻¹ pour celui à polystyrène la variation de la concentration de phénol en fonction de temps n'est plus linéaire mais a une allure curviligne qui montre que la cinétique de bioélimination de ce composé n'est plus d'ordre 0. Ces concentrations se situent dans la gamme de celles qui provoquent une chute de rendement d'élimination observée dans les expériences d'élimination de phénol en régime dynamique sur filtres à sable et à polystyrène.

3.2 Cinétique d'élimination de l'orthochlorophénol sur sable et sur polystyrène

Cette expérience a été réalisée à la fin du cycle de bioélimination de l'OCP en régime dynamique sur sable et sur polystyrène. Des concentrations variées d'OCP ont été testées au cours de cette expérience : de 0,5 à 14 mg.L⁻¹ pour le filtre à sable, et de 0,5 à 9 mg.L⁻¹ pour filtre de polystyrène. Les prélèvements sont effectués en entrée et en sortie des filtres et les analyses sont effectuées sur des échantillons bruts au spectrophotomètre UV à 273,6 nm.

Sur filtres à sable et à polystyrène, pour des concentrations variant de 0,5 à 1 mg.L⁻¹ le tracé de log [OCP] en fonction du temps est donné par les figures 3-a et 3-b respectivement pour les expériences réalisées sur sable et sur polystyrène.

Le tracé de log[OCP] en fonction du temps est linéaire aussi bien sur sable que sur polystyrène, ce qui semble indiquer que la cinétique de bioélimination de ce composé est d'ordre 1, donc elle est dépendante de sa concentration. Les constantes cinétiques titrées de ces deux expériences à partir des pentes des droites sont données au tableau V.

La constance cinétique de bioélimination de l'OCP aussi bien sur sable que sur polystyrène est en moyenne de 0,02 min⁻¹.

Pour les deux types de filtres lorsque la concentration en orthochlorophénol s'élève (à partir de 2 mg.L⁻¹) l'allure des courbes obtenues semble indiquer une cinétique de bioélimination d'ordre 2 par rapport à l'OCP. En effet le tracé de 1/[OCP] en fonction du temps est linéaire comme le montrent les figures 4-a et 4-b respectivement pour les expériences réalisées sur sable et sur polystyrène.

Les constantes cinétiques tirées des pentes des droites des figures 4-a et 4-b sont données aux tableaux suivants :

Tableau VI-a : Constantes cinétiques de bioélimination de l'OCP sur sable (2 à 14 mg.L⁻¹)

OCP (mg.L ⁻¹)	2	5	7	10	14
Constante 10 ⁻⁴ (L ⁻¹ mg ⁻¹ min ⁻¹)	28,9 ±0,5	8,22 ±0,15	5,36 ±0,40	5,61 ±0,30	0,89 ±0,20
R	0,986	0,991	0,996	0,998	0,999

Tableau VI-b : Constantes cinétiques de bioélimination de l'OCP sur polystyrène (2 à 9 mg.L⁻¹)

OCP (mg.L ⁻¹)	2	5	7	9
Constante 10 ⁻⁴ (L ⁻¹ mg ⁻¹ min ⁻¹)	28,9 ±0,3	10,2 ±0,2	9,76 ±0,30	2,67 ±0,50
R	0,986	0,978	0,987	0,997

IV. DISCUSSION

4.1 Cinétique d'élimination du phénol sur sable et sur polystyrène

Les travaux de Simkims et Alexander^[12] ont montré que l'ordre des réactions de cinétique de biodégradation dépend du rapport entre la concentration de la molécule à dégrader et la concentration de la biomasse dans le milieu (S₀/X₀). Lorsque ce rapport est faible (faible quantité de substrat, forte quantité de biomasse), la cinétique de réaction peut être d'ordre 0 à condition que l'affinité de

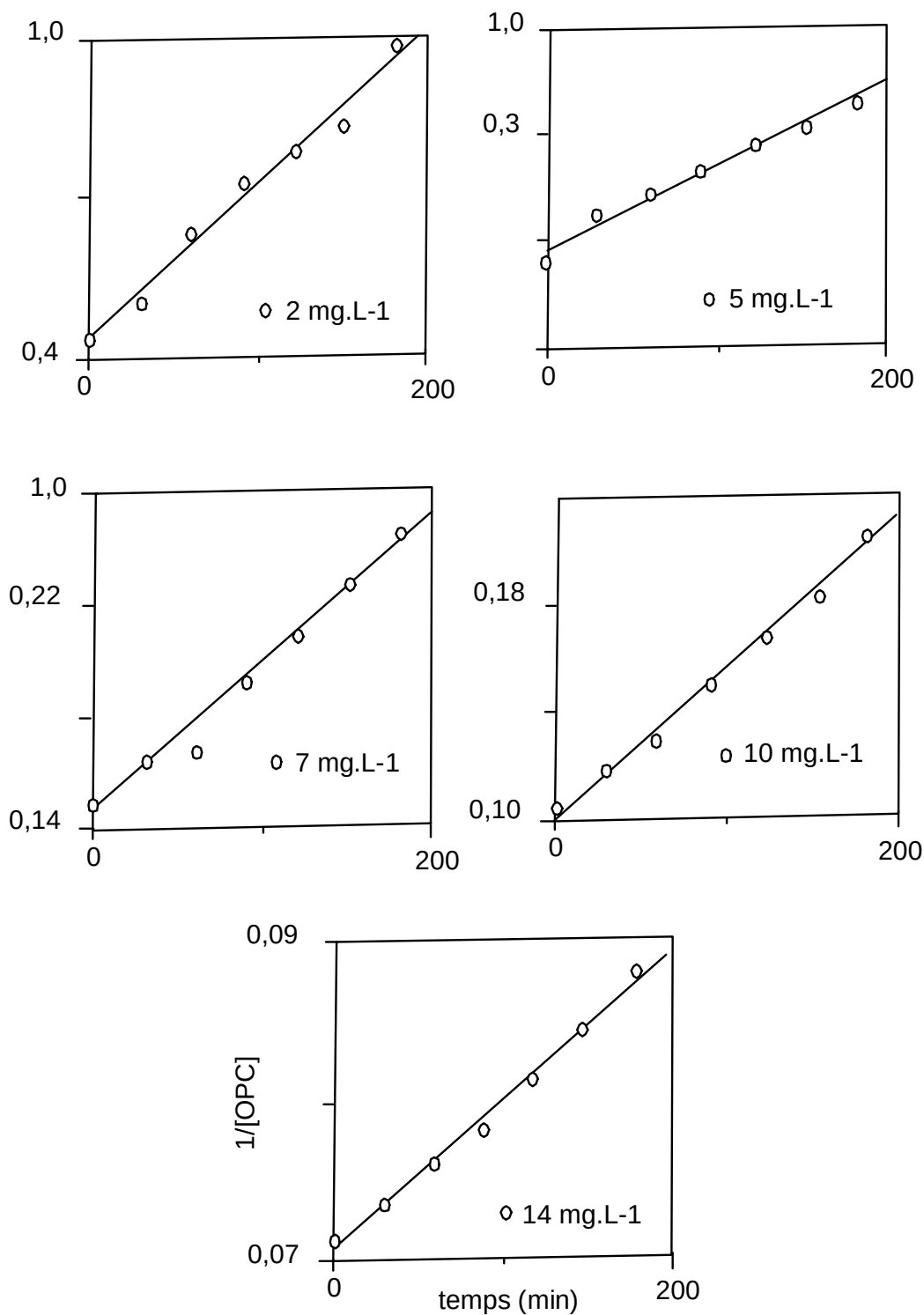


Figure 4a: Cinétique de bioélimination de l'OCP sur sable de 2 à 14 mg.L⁻¹ en régime non dynamique

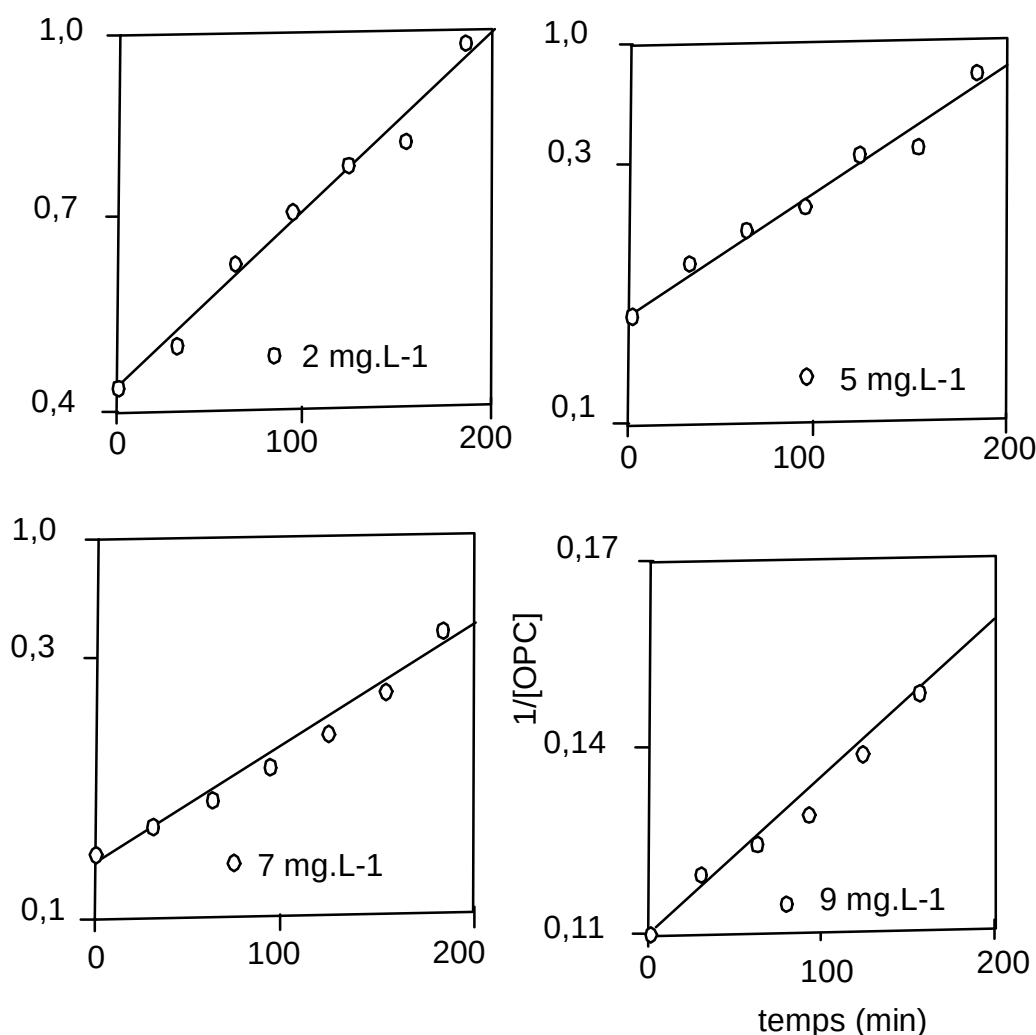


Figure 4b: Cinétique de bioélimination de l'OCP sur polystyrène de 2 à 9 mg.L⁻¹ en régime non dynamique

l'enzyme spécifique soit grande pour le composé à éliminer. Dans le cadre de cette étude les expériences des cinétiques de bioélimination se déroulent sur des biofilms (bactéries fixées sur sable ou sur du polystyrène) accoutumées au phénol et dont les bactéries constituées se sont avérées efficaces dans son élimination en régime dynamique. La détermination de la quantité de biomasse fixée sur les matériaux à la fin du cycle de

bioélimination a donné les résultats suivants : 22,4 mgC.ml⁻¹ pour le filtre à sable, et 14,3 mgC.ml⁻¹ pour le filtre à polystyrène. Le rapport entre les quantités de phénol pour lesquelles la variation de la concentration en fonction de temps est linéaire (1,5 à 7,5 mg.L⁻¹ pour le filtre à sable, soit 1,15 à 5,74 mgC.L⁻¹ ; et 1 à 4 mg.L⁻¹ pour le filtre à polystyrène, soit 0,76 à 3,1 mgC.L⁻¹) et la quantité de la biomasse fixée sur les matériaux est au maximum égal à $2,5 \cdot 10^{-4}$ pour le filtre à

sable et 2.10^{-4} pour le filtre de polystyrène. Ce rapport est petit puisque qu'il est considéré comme faible pour les valeurs inférieures à 2 ^[12]. Ceci pourrait expliquer le fait que la cinétique de bioélimination de phénol soit d'ordre 0 pour les concentrations variants de 1,5 à 1,7 mg.L⁻¹ pour le filtre à sable et de 1 à 4 mg.L⁻¹ pour celui à polystyrène. Cependant il est essentiel de s'assurer que la quantité de la biomasse (X_0) ne varie pas en fonction du temps pour les différentes concentrations de phénol utilisées aussi bien sur sable que sur polystyrène. Les travaux de Chudoba ^[13] ont montré que lorsque le rapport S_0/X_0 est faible les bactéries ne peuvent se multiplier car elles ne disposent pas d'énergie suffisante pour la synthèse des enzymes spécifiques, toutes les activités bactériennes sont orientées vers les opérations de maintenance.

Du point de vue enzymatique, pour qu'une réaction soit d'ordre 0, il faut à chaque fois que l'enzyme est libre qu'elle soit complexée par le substrat pour permettre un renouvellement continu et quasi-instantané du complexe enzyme-substrat (ES) lequel donnera le produit (P).

Au cours du cycle de bioélimination de phénol sur sable et sur polystyrène qui a duré plusieurs jours, des bactéries ont résisté à cette molécule et par la suite l'ont utilisée comme substrat pour la croissance et leur maintenance.

L'adaptation bactérienne aux conditions extérieures se fait en général par mutation. Cette dernière peut transformer les gènes des bactéries qui au départ étaient des gènes inductibles en des gènes constitutifs c'est à dire synthétisés d'une manière continue par les bactéries ; ce genre de mutation est appelée mutation constitutive ^[14]. Pour expliquer le fait que la cinétique de bioélimination du phénol soit d'ordre 0, on peut émettre l'hypothèse de ce genre de mutation. Ainsi donc les bactéries synthétiseraient les enzymes responsables de la dégradation du phénol d'une manière continue et sans être soumises à la régularisation.

Dans cette hypothèse il y aurait toujours formation du complexe enzyme-phénol de manière presque instantanée. Aux faibles concentrations de phénol ce sont les bactéries près de la surface qui seront concernées ; lorsque la concentration augmente les bactéries situées en profondeur entrent en action de telle sorte que le complexe enzyme-substrat se forme et renouvelle de manière continue et cela jusqu'à une certaine concentration en phénol

(5 mg .L⁻¹ pour le filtre à polystyrène, 9 mg.L⁻¹ pour celui à sable) à partir de laquelle un phénomène d'inhibition commence à se produire ; dû soit à un excès de substrat par rapport à la quantité d'enzyme disponible, soit dû aux sous produits engendrés par le métabolisme du phénol qui pourraient être toxiques pour les bactéries.

L'inhibition par excès de substrat peut s'expliquer par le fait que celui-ci se loge dans le site actif de l'enzyme avec une orientation anormale, interdisant la réaction de se poursuivre ; ou bien il réagit avec des zones de l'enzyme en dehors du site actif provoquant ainsi des désordres réactionnels ^[14].

4.2 Cinétique d'élimination de l'orthochlorophénol sur sable et sur polystyrène

Pour les concentrations variant de 0,5 à 1mg.L⁻¹ sur sable et sur polystyrène, la cinétique de bioélimination est d'ordre 1 par rapport à l'OCP. Du point de vue enzymatique lorsqu'une réaction est d'ordre 1, cela signifie que les enzymes qui interviennent dans la bioélimination sont des enzymes inductibles qui ne sont synthétisées que lorsque la concentration du composé à dégrader atteint un certain seuil. La cinétique de bioélimination de l'OCP étant d'ordre 1 pour les concentrations variant de 0,5 à 1 mg.L⁻¹, on peut supposer que les enzymes spécifiques de la bioélimination de ce composé sont des enzymes inductibles. D'après Larson, ^[15] l'ordre 1 d'une

réaction enzymatique est retrouvé lorsque le rapport entre la concentration de la molécule à dégrader et la concentration de la biomasse dans le milieu est petit (S_0/X_0 faible) et que l'affinité des enzymes spécifiques vis à vis du composé est faible. Dans le cas de la cinétique de bioélimination de l'OCP sur sable et sur polystyrène, les concentrations utilisées c'est à dire 0,5 et 1 mg.L⁻¹ sont petites par rapport à la concentration de la biomasse dans le milieu qui est de 17mgC.ml⁻¹ pour le filtre à sable et de 11mgC.ml⁻¹ pour celui de polystyrène à la fin du cycle de bioélimination de l'OCP sur filtre à sable et sur celui à polystyrène en régime dynamique. En outre l'affinité des enzymes spécifiques de dégradation de l'OCP pourrait être faible vis à vis de ce composé car pour que l'affinité d'un enzyme spécifique vis à vis de son substrat soit grande, il faut que l'enzyme et son substrat contractent un maximum de liaisons entre eux ^[14]. Or du fait de la présence de chlore dans le noyau aromatique de l'OCP, la diffusion de ce composé dans les sites catalytiques de l'enzyme spécifique est faible par rapport à la diffusion du phénol par exemple (coefficient de diffusion, phénol = 0,28 cm/jour, OCP = 0,25 cm/jour), et le chlore par son caractère nucléophile empêcherait l'établissement des liaisons entre l'enzyme et l'OCP, cela pourrait d'ailleurs expliquer la raison pour laquelle les bactéries pratiquent la déchloration au cours de l'élimination de l'OCP. Lorsque la concentration de l'OCP augmente (à partir de 2 mg.L⁻¹), la cinétique de bioélimination devient d'ordre 2 toujours par rapport à l'OCP aussi bien sur sable que sur polystyrène. Cependant on constate que les valeurs des constantes changent (elles diminuent) avec l'augmentation de la concentration. Des études ont montré que la biodégradation des molécules aromatiques chlorées passe par une déshalogénéation ^[16,17,18,19]. Dans l'hypothèse où les bactéries enlèveraient l'atome de chlore, chaque molécule d'OCP

donnerait une autre molécule aromatique non chlorée. Ainsi dans le milieu il y aurait deux molécules l'une chlorée, l'autre non chlorée, ce qui expliquerait que la cinétique de bioélimination devienne d'ordre 2. La diminution des valeurs des constantes de cinétique avec l'augmentation de la concentration en OCP pourrait s'expliquer d'abord par le fait que la concentration des sous produits du métabolisme de l'OCP augmente avec la concentration de ce composé et qu'ils deviennent de plus en plus toxiques pour les bactéries. Il pourrait y avoir aussi un phénomène de compétition pour le même site catalytique des enzymes spécifiques de la biodégradation de l'OCP entre la molécule d'OCP et la molécule issue de la déchloration de ce composé, dans ce cas il y aurait baisse progressive de l'activité catalytique de l'enzyme spécifique de l'OCP qui entraînerait une diminution des constantes cinétiques de bioélimination de l'OCP.

IV. CONCLUSION

Cette étude montre que malgré leurs biodégradabilités, le mode d'utilisation du phénol et de l'orthochlorophénol par les bactéries n'est le même. Ainsi la présence ou l'absence d'un atome de chlore dans un composé modifie les paramètres cinétiques de son utilisation par les bactéries. C'est ce qui explique que la cinétique d'élimination du phénol est d'ordre 0, alors que celle de l'élimination de l'orthochlorophénol est d'ordre 1 ou 2 en fonction de la concentration du composé. L'efficacité de l'élimination des composés dépend donc non seulement de taux de viabilité des cellules bactériennes mais également de la nature de la molécule à éliminer. Ceci sera d'une grande importance dans l'élaboration des techniques de traitement des eaux contenant des polluants organiques.

BIBLIOGRAPHIE

[1] Hitchman M. L., Spackman R. A., Ross N. C., Agra C. : Disposal methods for

Chlorinated Aromatic, *Chem. Soc. Rev.*, (1995), 423.

[2] Crosby D. G., Environmental chemistry of pentachlorophenol, *Pure Appl. Chem.*, (1981), 53, 1051.

[3] Haggblom M M and Valo R J : Bioremediation of chlorophenol wastes. In wiley –Liss (ed), Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals NJ, (1995), 389 –434.

[4] Smith S., Furay V., Layiwola P. and Menezes –Filho : Evaluation of the toxicity and quantitative structure –activity relationships of chlorophenols to the Copepodid stage of a marine Copepod Chemosphere,(1994), 28, 9, 1701-1719.

[5] Shigeaka T., Yamagata T., Minoda T. and Yamauchi F., : Acute toxicity of chlorophenols to green algae, *Selenastrum capricornutum* and *Chorella vulgaris*, and quantitative structure-activity relationships, *Environ Toxicol Chem*, (1988), 7, 10, 847 –854.

[6] S.E Murialdo, R Fenoglio, PM Haure and J F Gonzalez : Degradation of phenol and chlorophenols by mixed and pures cultures, *Water SA*, (2004), 29, 4, 203, 457P.

[7] Cortes D, Garrios –Gonzalez and Tomasini A : Pentachlorophenol tolerance and removal by *Rhizopus nigricans* in shod –state culture, *Proc. Biochem.*, (2002), 37, 881-884.

[8] Reddy GVC and Godd M H. : Degradation of pentachlorophenol by *phanerochaete chrysosporium* : intermediales and reactions involved, *Microbiol*, (2000), 146, 405-416.

[9] Juteau, P., V. Coté, M.-F. Duckett, R. Beaudet , F. Lépine, R. Villemur, and J.-G. Bisaillo *Cryptanaerobacter phenolicus* gen. nov., sp. nov., an anaerobic bacterium transforming pheno to benzoate via 4-hydroxybenzoate, *Int. J. Syst. Evol. Micribiol.*, (2005), 55, 1 , 245-250.

[10] Juteau, P., D. Tremblay, R. Villemur, J.-G. Bisailon, and R. Beaudet. Analysis of the microbial community inhabiting an Aerobic Thermophilic Sequencing Batch Reactor (AT-SBR) treating swine waste, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, (2004) 66, 1, 115-22

[11] Malam Alma M M, Sadou H, Matejka G., Chazal P. : Elimination du phenol et de certains chlorophénols par filtration biologique lente sur sable et sur polystyrène, *J. Soc. Ouest –Afr. Chim*, (2006), 022, 27-40.

[12] Simkims S and Alexander M : Models for minéralization kinetics with the variable of substrate concentration and population density, *Appl Environ Microbiol*, (1984), 47, 1299-1306.

[13] Chudoba P, Capdeville B and Chudoba J,: Explanation of biological meaning of So/Xo ratio in batch cultivation, *Water Sci Technol*, (1992), 26, 743-752.

[14] Pelmont J : Bactéries et Environnement, adaptation physiologiques, *Edit. Presses universitaires de Grenobles* , (1992), 719-722 .

[15] Larson RJ :Kinetic and ecological approaches for predicting biodegradation rate of xenobiotic organic chemicals in natural ecosystems, current perspectives in microbial ecology, *Klug MJ and Reedy CA, Edit. ASM Waschington*, (1984), 677-686.

[16] Thibodeau, J., A. Gauthier, M. Duguay, R. Villemur, F. Lepine, P. Juteau, and R. Beaudet : Purification, cloning, and sequencing of a 3,5-dichlorophenol reductive dehalogenase from *Desulfitobacterium frappieri* PCP-1, *Appl. Environ. Microbiol.*, (2004), 70, 8, 4532-4537.

[17] Boyer, A., R. Pagé-Belanger, M. Saucier, R. Villemur, F. Lépine, P. Juteau, and R. Beaudet Purification, cloning, and sequencing of an enzyme mediating the reductive dechlorination of 2,4,6-trichlorophenol from *Desulfitobacterium frappieri* PCP-1., *Biochemichal J.*, (2003), 373, 297 – 303.

[18] Guiot, S.R., B. Tartakovsky, M. Lanthier, M.J. Lévesque, M.F. Manuel, R. Beaudet, C.W. Greer, and R. Villemur Strategies for augmenting the pentachlorophenol degradation potential of UASB anaerobic granules, *Water Sci. Technol.*, (2002), 45, 10, 35 – 41.

[19] Tartakovsky B., M.-J. Levesque, R. Dumortier, R. Beaudet and S. Guiot Biodegradation of pentachlorophenol in a continuous anaerobic reactor augmented with *Desulfitobacterium frappieri* strain PCP-1., *Appl. Environ. Microbiol.*, (1999), 65, 4357 – 4362.