

ÉVALUATION DE L'IMPACT DES LIXIVIATS D'UNE DÉCHARGE D'ORDURES MÉNAGÈRES SUR LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE ET BACTÉRIOLOGIQUE DES EAUX D'UN RUISSEAU DE FRANCHE-COMTÉ

Hicham Khattabi, Lotfi Aleyai, Christiane Lovy*, Jacky Mania**

*Université de Franche-Comté - **École universitaire d'ingénieurs de Lille (Eudil)

Dans le cadre de l'étude de l'impact du lixiviat de la décharge d'Etueffont (NE de Belfort, France), préalablement traité par lagunage naturel, sur un ruisseau récepteur avoisinant, nous avons suivi l'évolution spatiale du pH, du Eh, d'O₂, du NO₃⁻, du Cl⁻, de la DCO et de l'abondance bactérienne de l'amont du ruisseau jusqu'à 500 m en aval. Les échantillons d'eau ont été prélevés le 13 juin 1999 à l'aide d'une bouteille Van-Dorn. Il apparaît que le rejet des lixiviats dans le ruisseau provoque une augmentation des teneurs en chlorures, nitrates, matières organiques et une diminution des teneurs en oxygène dissous. Ces phénomènes s'inversent en aval (à 500 m de la zone d'influence). Le ruisseau retrouve, par le biais d'une auto-épuration naturelle, sa composition physico-chimique initiale. La densité bactérienne augmente de l'amont à l'aval et sa distribution spatiale semble indépendante du rejet. Enfin, il semble que la pollution engendrée par le lixiviat dans le ruisseau ne dépasse pas son pouvoir auto-épuratoire.

To evaluate the landfill leachate impact on the stream water quality, we assessed the spatial evolution of several abiotic and biotic parameters in Etueffont domestic landfill (Belfort, France). The samples were taken in 13 June 1999 with a Van-Dorn bottle from upstream to downstream. The study showed that leachate rejection resulted in an increase of the pH, NO₃⁻, Cl⁻ and COD concentrations in the first meters after rejection. In downstream, however the reverse was quoted. Bacterial abundance increased from upstream to downstream with no relationship between this biological compartment and leachate rejection. Finally, it seems likely that the abilities of self regulation of brook were higher to the leachate-induced pollution.

INTRODUCTION

En dépit de la norme (ISO 2000) stipulant une gestion rationnelle des décharges d'ordures ménagères, les lixiviats de décharges d'ordures ménagères peuvent engendrer des perturbations des écosystèmes aquatiques souterrains et superficiels. De fait, les lixiviats de décharges sauvages ou mal exploitées peuvent soit s'infiltrer dans le sous-sol et contaminer les eaux souterraines (Gray, Mather et Harrison 1974, Ragle et al. 1995, Howard et

al. 1996, Jensen et al. 1999, Baun et al. 2000), soit encore après drainage, collecte et/ou traitement, être rejetés dans les eaux superficielles (Cameron et Koch 1980, Gordon et al. 1988 et Joly 1988). Par ailleurs, les études ayant trait à l'impact des rejets de lixiviat de décharges d'ordures ménagères sur les écosystèmes aquatiques sont rares. Elles se sont le plus souvent limitées à l'évaluation de la toxicité des acides organiques présents en grande quantité dans les lixiviats pouvant aboutir à la formation de complexes toxiques avec les éléments métalliques (Fraser et al. 2000). De plus, à notre connaissance, les études du compartiment bactérien évoluant dans les effluents rapportées dans la littérature se sont limitées à des observations qualitatives et/ou à des dénombrements sur gélose (Dorothy et al. 2001), cette technique aboutissant à une sous estimation des effectifs bactériens par rapport au comptage en microscopie à épifluorescence (Carrias, 1998). Afin d'évaluer l'impact du lixiviat de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (NE de Belfort, France), nous avons suivi l'évolution de la qualité physico-chimique et bactériologique du ruisseau recevant ces lixiviats.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Site étudié

La décharge d'ordures ménagères du Pays Sous-Vosgien est située au NE de Belfort (France) (figure 1). Les caractéristiques morphométriques sont rapportées par ailleurs (Khattabi et al. 2001). Le lixiviat produit est collecté en aval de la décharge et traité par lagunage naturel dans quatre bassins. Le lixiviat traité est ensuite injecté dans un petit ruisseau de débit moyen annuel de 864 m³/j et d'une profondeur moyenne de 0,20 m.

Échantillonnage et analyses

Échantillonnage

Les prélèvements d'eau ont été effectués le 13 juin 1999 entre 12 h et 14 h à la buse de sortie du dernier bassin (S), dans le ruisseau à l'amont du rejet (A), où se déverse le lixiviat (M), à 20 m en aval du rejet (V20), à 40 m en aval du rejet (V40), à 60 m en aval du rejet (V60), à 100 m en aval du rejet (V100), à 200 m en aval du rejet (V200), à 300 m en aval du rejet (V300) et à 500 m en aval du rejet (V500).

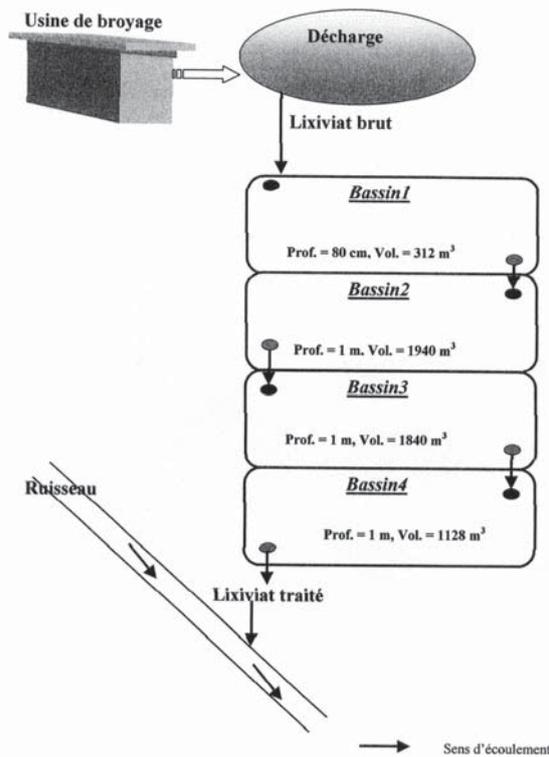


Figure 1 : Schéma simplifié de la station d'Etueffont.

Paramètres physico-chimiques

Les mesures de la température, du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous ont été effectuées *in situ* à l'aide d'une sonde multiparamètres (Multiline P3 PH/LF-SET). Les teneurs en sulfates et en chlorures ont été dosées par chromatographie ionique (Dionex DX-100), celles de la DCO par photométrie (Photolab spektral).

Abondance bactérienne

Une fraction d'aliquote (50 ml) de chaque prélèvement a été préfiltrée sur une toile en nylon de 160 μm de vide des mailles, puis fixée au formaldéhyde (concentration finale 2 %). Au laboratoire 5 ml de chaque échantillon ont été colorés au DAPI (4,6 diamino 2 phénylindol) et filtrés sur une membrane millipore noire de porosité 0,2 μm . Afin d'avoir une dispersion homogène des cellules, un filtre noir en acétate de cellulose (Sartorius, porosité 1,2 μm) est placé au dessous du filtre noir. Après une incubation de 15 mn, le filtre est monté entre lame et lamelle et immédiatement congelé à $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Le dénombrement bactérien a été effectué à l'aide d'un microscope inversé à épifluorescence (Leica DM IRB) en ultra-violet (Porter et Feig, 1980). Le filtre utilisé est de type: UGI-DM400-L420 permettant l'observation en UV des bactéries hétérotrophes qui émettent une intense fluorescence bleue brillante alors que le matériel détritique est coloré en jaune pale. Les dénombrements ont toujours porté sur 500 à 800 bactéries (10 % de précision).

RÉSULTATS

Température

Les valeurs des températures de l'eau du ruisseau observées varient entre 13 (V500) et 17,3 $^{\circ}\text{C}$ (M). L'évolution spatiale de ce paramètre depuis l'amont jusqu'à 500 m en aval de la zone d'influence met en évidence un faible réchauffement des eaux en aval du rejet (figure 2d).

pH

Les valeurs de pH enregistrées dans le ruisseau varient de 7,4 (A) à 8,3 (M). Le pH du ruisseau est légèrement basique. Toutefois, l'injection des lixiviats traités ayant un pH légèrement supérieur à celui du ruisseau (8,3) engendre une faible augmentation de la basicité de l'eau du ruisseau qui passe de 7,4 (A) à 7,6 (V500) (figure 2c).

Potentiel redox (Eh)

L'évolution spatiale de ce paramètre montre des fluctuations de -67 (V20) à 153 mV (V500) (figures 2e) selon la proximité ou l'éloignement du rejet. Cependant la valeur la plus faible de Eh a été enregistrée à 20 m du rejet (-67 mV). Dès que l'on s'éloigne de la zone d'influence on enregistre des potentiels redox plus importants (153 mV à V500).

Oxygène dissous (O_2)

Les valeurs de l'oxygène dissous varient d'un point à un autre. Les teneurs enregistrées dans le ruisseau fluctuent entre 3,1 (V20) et 6,9 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (V500). L'oxygénation la plus importante enregistrée dans le ruisseau est celle observée à V500. L'effet du lixiviat est très marqué par une diminution des teneurs en oxygène dissous dans les 40 m en aval du rejet (5,6 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en amont et 3,1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ à 40 m en aval). Ce paramètre présente généralement des variations similaires à celles de l'Eh (figures 2f).

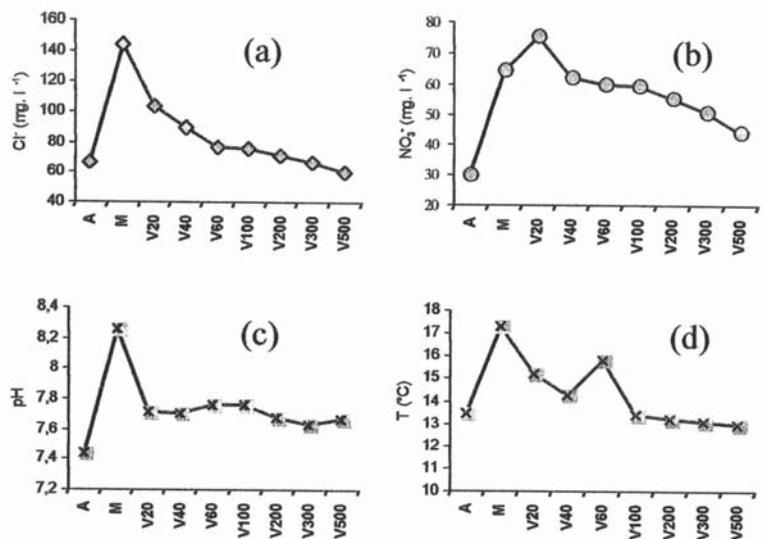


Figure 2 : Évolution spatiale de Cl⁻, de la température, de l'O₂ dissous, du Eh, de la densité bactérienne et de la DCO dans le ruisseau

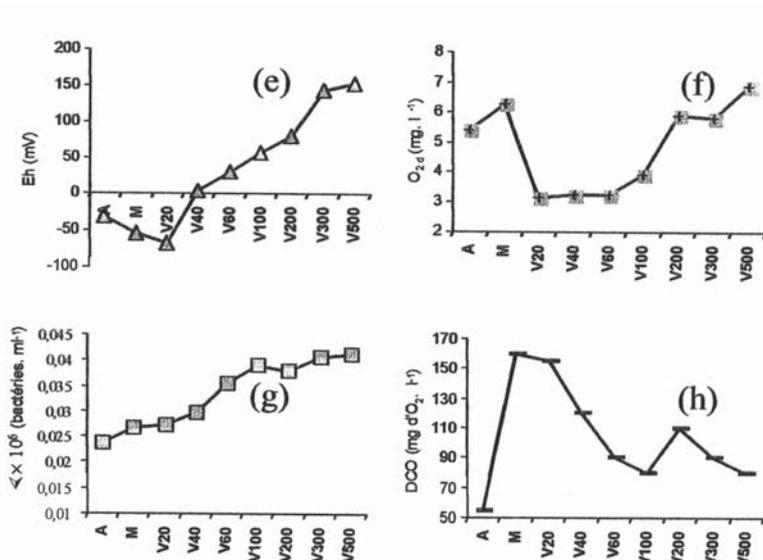


Figure 2 (suite)

Nitrates (NO_3^-)

Les teneurs en nitrates enregistrées dans le ruisseau oscillent entre 30 (A) et 75 mg.l^{-1} (V20). La figure 2b montre une augmentation importante des teneurs en nitrates dans le ruisseau qui passe de 30 mg.l^{-1} en amont (A) à 75 mg.l^{-1} en aval à 20 m du rejet. Toutefois, une légère diminution des nitrates a été observée à 500 m en aval (V500) avec 44 mg.l^{-1} seulement.

Chlorures (Cl^-)

Les teneurs en chlorures oscillent entre 60,7 (V300) et 144,7 mg.l^{-1} (M). La teneur élevée en chlorures dans le lixiviat (165,4

mg.l^{-1}) est largement supérieure à celle du ruisseau (66,4 mg.l^{-1}). Cependant cet apport allochtone de chlorures se répercute largement en aval du rejet et on retrouve les valeurs initiales à partir de 300 m en aval (figure 2a).

Demande chimique en oxygène (DCO)

Les valeurs de la DCO observées dans le ruisseau varient entre 55 mg.l^{-1} (A) et 160 mg.l^{-1} (M). La valeur maximale de DCO a été observée sur le point (M), c'est à dire dans la zone de brassage des eaux du ruisseau et des lixiviats, provoquant ainsi un enrichissement en matières organiques du ruisseau (figure 2h). Toutefois, l'éloignement de la zone d'influence montre une légère diminution de la DCO (80 mg.l^{-1} à 500 m en aval), qui demeure néanmoins plus élevée à la valeur enregistrée à l'amont du ruisseau (55 mg.l^{-1}).

Abondance bactérienne

Les densités bactériennes observées au cours du suivi fluctuent entre 0,02 (A) à 0,04 10^6 bactéries. ml^{-1} (V500). L'abondance bactérienne la plus faible a été observée à l'amont du ruisseau (0,023 10^6 bactéries. ml^{-1}). Cette abondance reste comparable à celle observée dans le lixiviat (0,033 10^6 bactéries. ml^{-1}). Par ailleurs, il apparaît une légère augmentation avec des densités bactériennes sur les points V300 et V500, avec des valeurs respectives de 0,04 10^6 bactéries. ml^{-1} et de 0,041 10^6 bactéries. ml^{-1} (figure 2b). Qualitativement l'abondance bactérienne s'accompagne d'une dominance des formes bacilles ($\approx 15\%$ du peuplement bactérien) rarement présentes dans le lixiviat ($\approx 5\%$ du peuplement bactérien). Le suivi de l'abondance bactérienne dans le ruisseau avant et après rejet des lixiviats, met en évidence une évolution inverse à celle observée pour la DCO.

Tableau 1 : Composition physico-chimique moyenne du lixiviat après traitement

	Lixiviats traités			
	Moy	Ecar	Min	Max
Q (l.s^{-1})	2,46	2,64	0,06	8,60
Cond ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	1772	266	1303	2130
T ($^{\circ}\text{C}$)	12,07	7,33	1,50	20,20
pH	7,12	1,49	4,09	8,77
O_{2d} (mg.l^{-1})	5,52	4,46	0,44	18,30
Eh (mV)	94	71	-86	164
MES (mg.l^{-1})	24	20	6	60
chl α ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	10,99	24,13	0,87	87,04
DBO (mg.l^{-1})	20	17	1	65
DCO "	240	83	114	443
NH_4 "	55	15	38	98
HCO_3 "	645	92	500	781
F "	0,13	0,17	0,00	0,42
Cl "	192	46	123	260
NO_3 "	88	85	7	283
SO_4 "	119	127	51	519
PT "	0,25	0,08	0,16	0,41
NT "	66	12	66	66
Fe "	2,51	1,53	0,02	5,10
Ni "	0,80	1,30	0,05	4,93
Zn "	1,11	0,83	0,35	2,91
Sn "	0,19	0,34	0,00	1,04
Cr "	0,08	0,08	0,00	0,22
Mn "	1,91	1,10	0,10	3,49
Cu "	0,15	0,18	0,00	0,58

DISCUSSION

La composition physico-chimique des lixiviats de la décharge d'Etueffont traités (tableau 1) montre des teneurs au dessous des normes préconisées par l'article 46 du projet d'arrêté ministériel du 1^{er} septembre 1995. Toutefois, la présence d'une perturbation possible est toujours envisageable, en raison de la faible charge minérale et organique du ruisseau (près de la source).

Le suivi de la température de l'eau du ruisseau de l'amont à 500 m en aval du rejet, met en évidence un faible réchauffement du ruisseau par le lixiviat (élévation de 2 $^{\circ}\text{C}$). Cette élévation tend à disparaître à 100 m en aval du rejet et le ruisseau reprend sa température initiale (13 $^{\circ}\text{C}$). Pour le pH et à l'exception de la zone de mélange (M), où on assiste à une légère augmentation des valeurs (passant de 7,4 à 8,3) suite à la forte basicité du lixiviat (8,3), les valeurs enregistrées en aval sont quasi-identiques. Le rejet du lixiviat dans le ruisseau entraîne une légère oxygénation du ruisseau (6,3 mg.l^{-1}). Cette oxygénation semble être liée au brassage mécanique provoqué lors de l'in-

jection du lixiviat dans le ruisseau. Dès que l'on s'éloigne de la zone du mélange on assiste à une diminution des teneurs en oxygène dissous (3 mg. l⁻¹). Cette désoxygénation brutale est vraisemblablement liée à la décomposition des matières organiques importées par le lixiviat traité. Cette désoxygénation s'étale sur 60 m en aval. À partir de 100 m en aval on enregistre une légère augmentation des teneurs (3,9 mg. l⁻¹). Cette élévation des teneurs en oxygène s'accroît plus en aval (200 m), à partir de cette distance on retrouve les valeurs initiales en oxygène dissous (jusqu'à 6,9 mg. l⁻¹ à 500 m). Ce retour à l'état initial est lié à : (i) : la dégradation de la matière organique en amont, (ii) : au développement important des algues (dominance de zones mortes et diminution de la pollution), (iii) : à l'oxygénation du ruisseau par apport d'eau du bassin versant. Cette évolution est confirmée par une évolution similaire du potentiel redox qui enregistre la même tendance que celle observée pour l'oxygène dissous. Le Eh passe de -67 mV (à 10 m du rejet) à 153 mV (à 500 m en aval). L'évolution des teneurs en nitrates montre une augmentation des teneurs en NO₃⁻ en aval du rejet (les teneurs en nitrates passe de 30,2 mg. l⁻¹ en amont à 75 mg. l⁻¹ à 20 m du rejet) par l'apport d'eau nitratée du lixiviat. Toutefois une légère diminution des teneurs en nitrates en aval (à partir de 300 m) semble être liée à l'action conjuguée de deux facteurs : (i) : dilution par des eaux moins chargées en nitrates du ruisseau et celles provenant du bassin versant, (ii) dénitrification sous l'action microbienne (Wyer 1988; Montuelle *et al.*, 1996). La diminution des teneurs en chlorures en aval de la zone d'influence pourrait être attribuée à la dilution par l'apport du ruisseau et du bassin versant d'eau faiblement minéralisée. Le suivi des valeurs de la DCO met en évidence une chute des teneurs en DCO de l'amont à l'aval. Les teneurs en DCO passent de 155 mg. l⁻¹ à 10 m à 80 mg. l⁻¹ en aval du rejet (500 m). La dilution et la biodégradation semblent être les principaux facteurs de cette diminution spatiale de la charge organique. De plus, Zagorc-Konan et Omen (1999) ont mis en évidence l'importance de l'épuration par le biais des bactéries dans les processus d'auto-épuration des rivières polluées par des eaux industrielles. Cette diminution de la charge organique allochtone en aval coïncide avec une légère augmentation de l'effectif bactérien. En effet, la densité bactérienne varie de 0,023.10⁶ bactéries. ml⁻¹ en amont du ruisseau à 0,041.10⁶ bactéries. ml⁻¹ à 500 m en aval. Celle-ci pourrait être liée à la diminution de la charge polluante importée par le lixiviat. Toutefois, Baccella *et al.* (2000) ont mis en évidence une évolution inverse entre les bactéries et la DCO. Il apparaît, d'après nos résultats que les variations de la composition physico-chimique de l'eau du ruisseau sous l'effet du rejet du lixiviat se répercutent faiblement sur l'abondance bactérienne. Ce qui nous laisse penser à un taux peu important de toxines dans le lixiviat et/ou à la présence d'une charge organique à dominante non biodégradable. De plus, une évolution morphotypique a été observée avec une présence plus importante des formes bacilles, rarement présent dans le lixiviat et à l'amont du ruisseau. Cette substitution des cocci par les bacilles en aval vient confirmer l'amélioration qualitative de l'eau à l'aval du rejet.

CONCLUSION

Il ressort de nos observations qu'un impact limité des lixiviats traités de la décharge d'Etueffont sur le ruisseau avoisinant est envisageable. En effet, si le lixiviat traité rejeté dans le ruisseau entraîne une modification de la composition physico-chimique du ruisseau dans les premiers mètres en aval du rejet, cette modification tend à disparaître à partir de 300 m en aval du rejet. De plus, une substitution morphotypique bactérienne a été mise en évidence le long du ruisseau confirmant l'amélioration physico-chimique de l'eau du ruisseau en aval. Ce pouvoir auto-épuration naturelle du ruisseau semble minimiser l'impact du lixiviat traité sur le milieu récepteur (ruisseau). Sur un plan strictement méthodologique, l'évolution des teneurs en oxygène dissous donne une information préliminaire utile de l'impact des lixiviats traités de la station d'Etueffont sur la qualité des eaux superficielles d'un petit ruisseau. Il reste toutefois à étudier l'impact des lixiviats sur une longue période en incluant la période hivernale caractérisée par ces mauvais rendements épurationnaires de la station, la pathogénicité des bactéries décomptées ainsi que l'écotoxicité des lixiviats concernés.

*Hicham Khattabi, Lotfi Aleyai et Christiane Lovy

Laboratoire de biologie et écophysologie, Université de Franche-Comté, 1, Place Leclerc, 25030 Besançon cedex (France).

**Jacky Mania,

Département de géotechnique et génie civil, École universitaire d'ingénieurs de Lille (EUDIL), 59655 Villeneuve d'Ascq (France).

Remerciements

Les auteurs remercient Bruno Régent, Hervé Grisey et tous les agents du SICTOM, pour leur contribution à l'élaboration de ce document.

Bibliographie

- Baun A., Jensen S. D., Bjerg P. L., Christensen T. H., Nyholm N., 2000. *Toxicity of organic chemical pollution in groundwater downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark)*, Environmental Science and Technology, 34, 1647-1652.
- Cameron R. D., Koch F. A., 1980. *Toxicity of landfill leachates*. J. Wat. Pollut. Cont. Fed., 52, 760-769.
- Dorothy D., Hale Boothe, Matthew C., Smith, David K., Gattie, Das K. C., 2001. *Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction*, Advances in Environmental Research, 5, 285-294
- Fraser J. K., Butler C.A., Timperley M. H., Evan C. W., 2000. *Formation of copper complexes in landfill leachate and their toxicity to zebrafish embryos*. Environ. Toxi. and chemi., 19, 1397-1402.
- Gordon A. M., MacBride R. A., Fisker A. J., Voroney R. P., 1988. *Effect of landfill leachate spraying on soil respiration and microbial biomass in a northern hardwood forest ecosystem*. Waste. Mgt. Res., 6, 141-148.
- Gray D. A., Mather J. D., Harrison I. B., 1974. *Review of groundwater pollution from waste disposal site in England and Wales, with provisional guidelines for future site selection*. Q. J. Enging. Geol., 7, pp. 181-196.
- Howard Ken W.F., Eyles N., Livingstone S., 1996. *Municipal landfill practice and its impact on groundwater resources in and around urban Toronto, Canada*. Hydrogeology Journal, 4, 64-79.
- Jensen D.L., Ledin A., Christensen T.H., 1999. *Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater*, Water Research, 33, 2642-2650.
- Joly P. L., 1988. *Théorie et pratique du traitement aérobie des lixiviats de décharge en lit bactérien : Étude cinétique et modélisation, conception et réalisation d'une unité d'épuration*. Thèse de troisième cycle, INSA de Lyon.
- Khattabi H. Lotfi A., Mania J., 2001. *Évolution temporelle de la composition du lixiviat d'une décharge à ciel ouvert: effet des précipitations*. Déchets-Sciences et Techniques, 21, 7-10.
- Montuelle B., Volat B., Torio-Fernandez M. M., Navarro E., 1996. *Changes in Nitro bacteria serotypes biodiversity in a river : impact of a wastewater treatment plant discharge*, Wat. Res., 30, 1057-1064.
- Ragle N., Kissel J., Ongerth J. E., Dewalle F. B., 1995. *Composition and variability of leachate from recent and aged areas within a municipal landfill*. Wat. Envir. Res., 67, 238-243.
- Zagorc-Konan J., Omen J., 1999. *A simple test for monitoring biodegradable industrial pollution in receiving stream*. Wat. Sci. Technol., 39, 221-224.
- Wyer M. D., 1988. *Nitrification in Ontario stream sediments*, Wat. Res., 22, 287-292.