

POSSIBILITES D'UTILISATION DU PH POUR LE SUIVI DE L'EFFICACITE EPURATOIRE DES EAUX USEES PEU ALCALINE FORTEMENT CHARGES EN MATIERES OXYDABLES EN EPURATION PAR INFILTRATION SUR SABLE

Théophile Gnagné^{1*}, François Brissaud², Pascal Valentin Houénou³

¹ *Laboratoire de Géosciences et de l'Environnement, UFR Science et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire*

² *Laboratoire Géofluide Bassin Eau, Université de Montpellier II Sciences et Technique du Languedoc, France*

³ *Laboratoire des Sciences de l'Environnement, UFR Science et Gestion de l'Environnement, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire*

(Reçu le 19/07/2006 – Accepté après corrections le 19/07/2006)

Summary: The follow-up of the removal efficiency of a wastewater purification reactor is ensured by the pH. Indeed, pH is an integrating parameter, resulting from a conjugation of chemical and biochemical reactions. It increases in the case of a reducing reaction and decreases with an oxidation reaction. In other words, pH is acid or basic when the media is oxidized or reduced.

The experimentation led shows a good correlation with the traditional parameters which are TKN (Total Kjeldahl Nitrogen), COD (Chemical Oxygen Demand) and FC (Fecal Coliform). Indeed, in the case of a good oxygenation of the reactor media, the concentrations in TKN, COD and the contents of FC in the effluents at exit of column remain durably weak because of their degradation by biochemical oxidation. However, the oxidation reactions are acidifying. This acidity causes a fall of pH correlatively if water is not very alkaline, i.e. without being able to plug.

In the areas where geology is dominated by crystalline rocks containing not very alkaline water, pH constitutes a good indicator of the follow-up of the removal efficiency. As this approach offers some economic advantages, it is necessary to continue the experiment in order to widespread its use.

Key words: pH – wastewater – indicator - removal efficiency - reactor

Résumé: Le suivi de l'efficacité épuratoire d'un réacteur d'épuration des eaux usées est assuré par le pH. En effet, le pH est un paramètre intégrateur, résultant d'une conjugaison des réactions chimiques et biochimiques augmentant dans le cas d'une réaction réductrice et diminuant avec une réaction d'oxydation. En d'autres termes, le pH est acide ou basique lorsque le milieu est oxydé ou réduit.

L'expérimentation menée montre une bonne corrélation avec les paramètres classiques que sont le NTK, la DCO et les coliformes fécaux. En effet, dans le cas d'une bonne oxygénation du milieu réacteur, les concentrations en NTK, en DCO et les teneurs en CF des effluents en sortie de colonne restent durablement faibles en raison de leur dégradation par oxydation biochimique. Or, les réactions d'oxydation sont acidifiantes. Cette acidité induit corrélativement une baisse du pH si l'eau est peu alcaline, c'est à dire sans pouvoir tampon.

Dans les zones où la géologie est à dominance cristalline avec des eaux peu alcaline, le pH constitue un bon indicateur du suivi de l'efficacité épuratoire. Cette approche offrant des avantages économiques certains, il faut approfondir l'expérience à l'effet d'en assurer la vulgarisation.

Mots Clés : pH - eaux usées – indicateur - efficacité épuratoire - réacteur

I. INTRODUCTION

Pour l'épuration des eaux usées, l'efficacité épuratoire est suivie à travers

un certain nombre de paramètres physico-chimiques et bactériologiques selon les objectifs d'épuration fixés. Ainsi, traditionnellement, la DBO₅, la DCO et les

* Correspondance : agnero_gnagne@yahoo.fr / 18 BP 80 Abidjan 18 (Côte d'Ivoire)

coliformes fécaux sont suivis. De nos jours, il est de plus en plus tenu compte des dérivés azotés et phosphatés en raison de leur importance dans les problèmes environnementaux.

Dans le cas des eaux usées peu alcalines avec une forte concentration en matières oxydables dont la demande en oxygène est de l'ordre 10 g d'O₂/l, les paramètres de suivi peuvent être réduits à un seul, le pH. En effet, le pH est un paramètre intégrateur, résultant d'une conjugaison des réactions chimiques et biochimiques. Ce paramètre augmente dans le cas d'une réaction réductrice et diminue avec une réaction d'oxydation. En d'autres termes, le pH est acide ou basique lorsque le milieu est oxydé ou réduit.

En conséquence, pour un réacteur d'épuration, en cas de bonne oxygénation, donnant lieu à des réactions d'oxydation, le milieu réacteur s'acidifie. Par contre, lorsque le réacteur est mal oxygéné, les réactions de réduction deviennent majoritaires et le milieu devient basique.

L'objectif de cet article est de montrer, de façon expérimentale, que dans le cas des eaux peu alcalines dont le pH varie fidèlement en augmentant avec la basicité et en diminuant avec l'acidité, la mesure du pH peut suffire pour évaluer l'efficacité du dispositif épuratoire. Ainsi, les frais de suivi peuvent considérablement être réduits.

II. MODIFICATION DU pH D'ORIGINE MICROBIENNE.

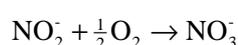
La modification du pH du milieu est liée aux diverses réactions biochimiques qui peuvent avoir lieu dans le sol. Cette modification peut être négligeable si la

pollution à oxyder est faible et/ou si le milieu poreux est tamponné. Par contre, elle peut jouer un rôle prépondérant dans le cas d'un milieu peu alcalin. Les réactions biochimiques, à l'origine de la

modification peuvent aussi dans certaines conditions se neutraliser par rapport au pH. Il ne sera pris en compte que les réactions dont l'influence individuelle sur la modification du pH est prépondérante. Il s'agit, de l'oxydation de la matière organique pour les réactions d'oxydation et de la dénitrification biologique pour les réactions de réduction.

2.1 Acidification par la nitrification

La nitrification de l'azote ammoniacal acidifie le milieu par la libération d'ions H⁺ [1, 2].

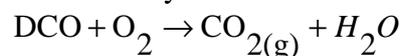


Eqch 1

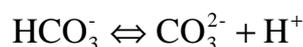
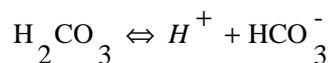
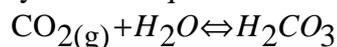
L'importance de cette acidification dépend du pouvoir tampon du sol, mais aussi, de la concentration en composé ammoniacal et de l'intensité de l'activité de la microflore nitrifiante.

2.2 Acidification par production de gaz carbonique

De tous les produits métaboliques microbiens, le CO₂ est certainement le plus abondant. Il forme avec l'eau de l'acide carbonique (H₂CO₃), diacide faible, dont l'effet acidifiant est généralement négligé. Par contre, l'effet devient, notable quand il porte sur des milieux non tamponnés [3] avec l'apport de fortes doses de pollution carbonée à oxyder.



Dans ce cas, le pH peut être calculé dans le système carbonaté caractérisé par le système d'équations chimiques :



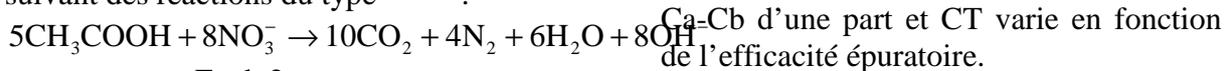
Le bilan carbonaté est :

$$CT = [H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

CT est la quantité de CO₂ produite à travers les réactions biochimiques.

2.3 Alcalinisation par la dénitrification

Les micro-organismes dénitrifiants sont en très nette majorité, des chimio-organotrophes qui, en anaérobiose, oxydent le substrat organique dont ils disposent suivant des réactions du type ^[4, 5, 6] :



Eqch 2

Il y a production d'ions OH⁻ qui sont alcalinisants. Une mole de nitrate réduit produit une mole d'ion hydroxyle. Dans le cas de l'existence "simultanée" de la nitrification et de la dénitrification, autorisée par l'existence de sites anaérobies dans le massif filtrant, cette production d'ion OH⁻, peut tendre à neutraliser l'acidité résultant des réactions d'oxydation.

On peut aussi évoquer l'alcalinisation par ammonification, cependant, cette alcalinisation peut être négligée. En effet, elle provient de la réaction acido-basique (NH₄⁺/NH₃) qui est une base relativement faible. Bien que pouvant être prépondérante dans certains cas particuliers où l'apport d'azote organique est élevé (eaux usées agroindustrielles par exemple), elle ne sera pas prise en compte dans les calculs de pH.

2.4 Bilan en pH

En première approximation, il ne sera tenu compte d'une part, que des réactions de nitrification et de dénitrification pour la détermination du pH du milieu réacteur en raison respectivement de leur forte acidité et basicité résultante et d'autre part, de l'acidité induite par la production de CO_{2(g)} du fait des quantités de matières organiques mise en jeu.

Dans ce cas, l'eau est en équilibre avec l'atmosphère du massif épurateur riche en

CO₂ avec la production d'acide fort et de base forte par les réactions biochimiques de nitrification et de dénitrification qui sont respectivement des réactions d'oxydation et de réduction. En plus des constantes d'équilibres du système carbonique on a :

$$Ca - Cb = [H] - [OH] - [HCO_3^-] - 2 * [CO_3^{2-}]$$

$$CT = [H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

Ca-Cb d'une part et CT varie en fonction de l'efficacité épuratoire.

$$Ca - Cb = [NTK_e] + [NO_3^-] - [NTK_s]$$

$$CT = K_h DCO_{ep}$$

avec :

- NTK_e, concentration en NTK de l'influent;
- NO_{3e}⁻, concentration NO₃⁻ de l'influent;
- NTK_s, concentration en NTK du filtrat.

Les différentes concentrations sont exprimées en mol/l.

III. DISPOSITIF EXPERIMENTAL

L'étude s'est déroulée entre mars 1994 et juillet 1995 à Ouagadougou (Burkina Faso). Elle a été réalisée sur les eaux fortement chargées en matières organiques issues de l'abattoir de la ville.

La géologie du pays est constituée à 80% par un socle granitique recouvert partiellement par des résidus détritiques. Les eaux sont peu alcalines, par exemple le titre alcalimétrique complet (TAC) moyen des retenues qui servent d'alimentation en eau potable de la ville de Ouagadougou est de 4,16 °f ^[7].

L'expérience est effectuée sur une colonne de laboratoire en PVC de 160 mm de diamètre intérieur, de 1,3 m hauteur et installées pour des raisons de sécurité et de commodité dans un local couvert à l'Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Equipement Rural (EIER).

Le dispositif expérimental est schématisé sur figure 1 et les caractéristiques sont

présentées dans le tableau I. La colonne est constituée d'un massif épurateur, avec à la base un massif drainant. Le massif épurateur est un sable grossier dont le diamètre moyen d_{50} est de 1,5 mm et le coefficient d'uniformité d_{60}/d_{10} de l'ordre de 6. Son épaisseur est de 1,1 m. Le choix du matériau filtrant propice à l'épuration par infiltration résulte du compromis entre deux exigences^[8, 9] :

- une porosité à l'air suffisante pour permettre une bonne circulation de l'oxygène au sein de la phase gazeuse du massif épurateur, même après développement du biofilm bactérien. Selon la nature de l'effluent cette porosité doit être plus ou moins grande. L'épuration d'eaux usées très chargées nécessite un matériau granulaire relativement grossier ;
- une surface spécifique suffisante pour assurer l'épuration. Cette condition est facilement respectée avec la granulométrie du matériau utilisé en épuration par infiltration.

L'épaisseur du massif filtrant est dictée par l'objectif d'épuration à atteindre. Dans le cas de l'épuration physico-chimique, environ 1 mètre d'épaisseur de sable suffit^[8], pour une bonne décontamination microbienne il en faut davantage^[10].

Le massif drainant est constitué de graviers de 2 mm de diamètre. Son épaisseur, pour chaque colonne, est de 5 cm.

La colonne est nommée « C ». Par la suite elle sera percée de trous de 2 à 3 mm de diamètre pour l'étude de l'influence de l'apport latéral d'oxygène sur l'épuration.

3.1 Suivi analytique

Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques suivants sont mesurés dans l'eau appliquée sur les colonnes et dans le filtrat en sortie des colonnes :

- la Demande Chimique en Oxygène (DCO) représentant la DCO dissoute. En épuration par infiltration l'expérience montre que toutes les

MES sont retenues sur la surface d'infiltration;

- la concentration en azote Kjeldahl (NTK) ;
- la teneur en coliformes fécaux, CF ;
- la concentration en ion H^+ , représentée par le pH;

Sur les eaux brutes et les eaux traitées sont effectuées les mesures des concentrations en matière organique (DCO), en différentes formes de l'azote (NTK, NH_4^+ et NO_3^-), et celles de la teneur en coliformes. L'échantillon pour l'eau brute est prélevé sur l'eau d'alimentation des colonnes tandis que celui de l'eau traitée est prélevé sur le filtrat issu d'une séquence d'alimentation, c'est-à-dire sur une période d'au moins un jour.

De la concentration en NTK et de la DCO on déduit la DTO ($DTO = DCO + 4,57.NTK$).

IV. RESULTATS ET INTERPRETATION

Les résultats sont ceux de deux expériences ; l'une ayant été stable et l'autre colmaté. En d'autres termes, l'expérience stable correspond à un réacteur bien oxygéné tandis que l'autre correspond à un réacteur mal oxygéné.

4.1 Expérience avec apport d'oxygène inférieur à la demande

Cet essai a été fait avec une charge hydraulique de 3,6 cm/j ; l'eau étant apportée 2 fois par semaine avec un apport de 2,5 cm les jours d'alimentation (Tableau II).

Les résultats épuratoires se dégradent allant de 20 à 3000 mg d' O_2/l pour la DCO, de 80 à 450 mg de N/l pour le NTK et de 3 101 à 7 105 UFC /100 ml pour le CF (figure 2). Dans le même temps, la qualité d'épuration est suivie parallèlement

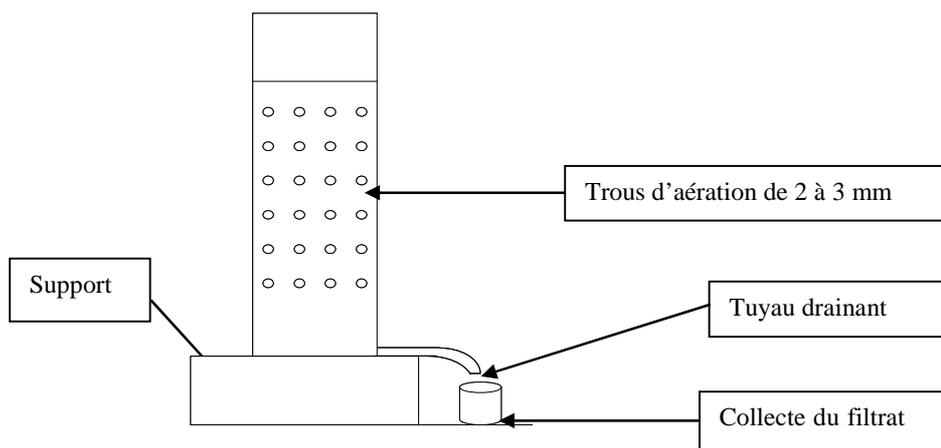


Figure 1: Colonne expérimentale en PVC 1 munie de trou d'aération latérale de 2 à 3 mm

Tableau I: Caractéristiques du dispositif expérimental

Colonne	C
Épaisseur de sable, L (m)	1,1
Diamètre intérieur (mm)	160
Épaisseur du massif drainant (cm)	5

Tableau II: Colonne C₂ aérée : mode de gestion N°2; Différentes étapes et résultats d'épuration

Paramètres de mesures	H (cm/j)	Hm (cm/j)	pH	DCO (mg/l)	ρ(DCO) %	N-NTK (mg/l)	ρ(N) %	Col. Féc. / 100ml	Δ(Col. Féc.) (U. log)
Eau brute				6073		590		4,0.10 ⁷	
Ef. C	12,5	3,6	6,4	1435	76,4	211	57,6	2,0.10 ⁵	2.2

Tableau III: Caractéristiques moyennes des eaux brutes et épurées

Paramètres mesurés	H (cm/j)	Hm (cm/j)	pH	DCO (mg/l)	ρ(DCO) %	N-NTK (mg/l)	ρ(N) %	Col. Féc. / 100ml	Δ(Col. Féc.) (U. log)
Eau brute				6021		563		3.10 ⁷	
C	10.5	4.5	4.2	47	99.2	126	65.9	4.10 ²	4.9

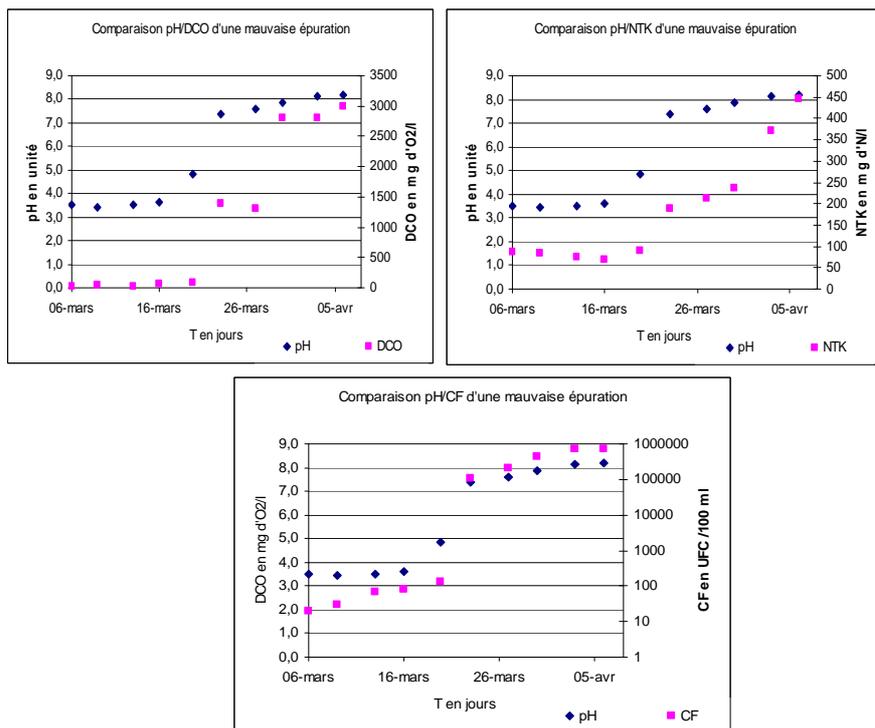


Figure 3 : Courbes de comparaison entre le pH d'une part, la DCO, le NTK et le CF d'autre part.

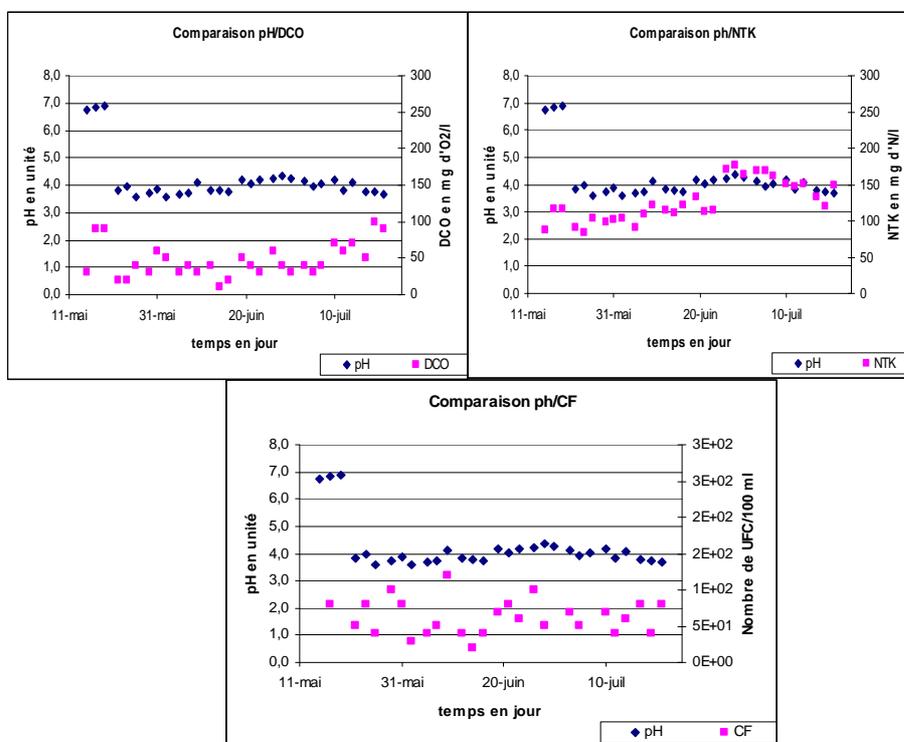


Figure 2 : Comparaison entre différents paramètres physicochimiques et bactériologiques

par l'évolution du pH qui va de 3,4 en début à 8,2 au blocage du système épuratoire.

4.2 Expérience avec apport d'oxygène au moins égal à la demande

Cet essai a été fait avec une charge hydraulique de 4,5 cm/j avec 3 jours d'alimentation par semaine (lundi, mercredi, jeudi) la charge hydraulique appliquée étant de 10,5 cm sur une colonne aérée. Des trous ont été faits sur toute sa paroi latérale à cet effet.

Les résultats épuratoires obtenus figurent dans le tableau III sont stabilisés pendant au moins trois mois.

En dehors d'une instabilité en début d'expérience, les valeurs de la DCO, des CF, du NTK et du pH sont pratiquement stables durant les 3 mois de l'essai (figure 3).

4.3 Discussion et conclusion

Les résultats montrent une corrélation entre le pH à la sortie d'une part, le NTK, la DCO et les CF d'autre part. En effet, dans le cas d'une bonne oxygénation du milieu réacteur, les concentrations en NTK, en DCO et les teneurs en CF des effluents en sortie de colonne restent durablement faibles en raison de leur dégradation par oxydation biochimique *Erreur ! Source du renvoi introuvable.* et la première partie de la figure 2. Or, les réactions d'oxydation sont acidifiantes. Cette acidité induit corrélativement une baisse du pH si l'eau est peu alcaline, c'est à dire sans pouvoir tampon.

Au contraire, dans le cas d'une oxygénation insuffisante du milieu réacteur la teneur en NTK, la DCO et les teneurs en CF des effluents en sortie de colonne augmente *Erreur ! Source du renvoi introuvable.* Dans la deuxième partie de la courbe, on se retrouve dans le cas de réactions de réduction biochimique qui basifient le milieu avec une montée du pH en raison d'un pouvoir tampon faible des eaux.

C'est le cas de figure des eaux des socles granitiques comme celui de Ouagadougou avec un titre alcalimétrique complet (TAC) de 4,16 °f. Ces eaux n'ont pas de pouvoir tampon. Une formation d'acide ou de base se ressent immédiatement au niveau de la valeur du pH comme les résultats expérimentaux le confirment.

Les résultats obtenus montrent clairement la possibilité d'utiliser le pH comme indicateur d'épuration dans le cas de suivi en épuration des eaux usées peu alcalines avec de faible coût de suivi. Cette observation est en accord avec la théorie chimique du caractère acidifiant des réactions d'oxydation et du caractère alcalinisant des réactions de réduction.

Cependant, des insuffisances demeurent. En effet, l'expérimentation n'était spécifique à l'établissement de cette relation. Dans ces conditions, il serait nécessaire d'entreprendre d'autres études plus approfondies au cours desquelles les bilans seront correctement établis en relation avec l'évolution des pH dans les réacteurs. Les résultats de cette expérimentation devraient aboutir sur une modélisation qui constitue leur soutien théorique.

Ce n'est qu'après ces étapes que le suivi des stations d'épuration avec des fortes teneurs en pollutions oxydables en zones peu alcalines s'effectuera de manière aisée par une simple mesure du pH. Dans une autre étape, cette approche pourra être généralisée, dans la zone même géochimique, aux suivis de l'épuration des eaux usées urbaines. Cela comporte des avantages économiques en raison de la facilité de mesure des pH.

BIBLIOGRAPHIE

- [1]. POCHON J. & DE BARJAC H., 1958. Traité de Microbiologie des Sols: Applications Agronomiques.
- [2]. PAUL E. A. & CLARK E. E., 1988. Soil Microbiology an Biochemistry. Academic Press, Inc. Harcourt Brace Jovanevich, Publishers.

- [3]. DOMMARGUES Y & MANGENOT F., 1970. *Ecologie microbienne du sol* (Masson ad Cie Ed.), 796 p.
- [4]. GAMBLE T. N., BETLACH M. R. & TIEDJE J. M., 1977. Numerically dominant denitrifying bacteria from word soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33: 926 - 939.
- [5]. DUPAIN S., 1992. Dénitrification biologique hétérotrophe appliquée au traitement des eaux d'alimentation: conditions de fonctionnement et mise au point d'un procédé. Thèse, Université Claude Bernard de Lyon I, 281 p.
- [6]. GERMON J. C. & HENAULT C., 1994. Quantifier la dénitrification et la production naturelle de N₂O dans les sols : Synthèse bibliographique, 36 pages. INRA DIJON (Laboratoire de microbiologie des sols), MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT (Direction de la Recherche et des Affaires Economiques et Internationales).
- [7]. BAIJOT E., MOREAU J. & BOUDA S., 1994. Aspects hydrobiologiques et piscicoles des retenues d'eau en zone soudano-sahélienne. Le cas du Burkina Fason. Ed. Bruxelles: Centre Technique de Coopération Agricole et Rurale (CTA), 250 p.
- [8]. BROUSSARD J., 1985. Contribution à l'étude de l'épuration par le sol. utilisation de matériaux de substitution en assainissement individuel. Thèse de doctorat de la Faculté des Sciences d'Avignon, 217 p.
- [9]. SCHMITT A., 1989. Modélisation de l'épuration par infiltration. Thèse de Doctorat de Université de Montpellier II. Spécialité Hydrologie, Science de l'Eau et Aménagement.
- [10]. CHERIER G., 1991 Infiltration-percolation des eaux résiduaires: critères de dimensionnement et règles de gestion. Thèse Uni. Pierre et Marie Curie. Paris., 101 p.